

Escola Superior d'Agricultura de Barcelona



Balanç d'oxigen i diòxid de carboni en instal·lacions d'aqüicultura multitròfica (IMTA) de peixos i algues

Estudiant: Àlex de la Cruz Coronas

Tutor: Joan Oca Baradad

Universitat Politècnica de Catalunya



**UNIVERSITAT POLITÈCNICA
DE CATALUNYA
BARCELONATECH**

Castelldefels, maig de 2018

Resum

L'aqüicultura multitròfica integrada (IMTA) és un conjunt de coneixements i tecnologies que té com a objectiu millorar la sostenibilitat de la indústria aquícola, especialment la més intensiva. A partir de tractar els efluents d'aigua mitjançant biofiltres de macroalgues i microorganismes es redueixen els efectes adversos que poden causar sobre el medi ambient. Conseqüentment, al llarg de les últimes dues dècades les plantes IMTA han anat guanyant pes al sector. Les algues, més enllà d'oferir una alternativa més sostenible, representen un subproducte amb una gran demanda de mercat, com a matèria primera o com a recurs alimentari. Això suposa un augment de producció que poden generar més ingressos i millorar la viabilitat econòmica del sector.

L'oxigen i el diòxid de carboni són dos gasos que representen un factor limitant per a la producció de les plantes IMTA. Un excés o manca d'aquests pot suposar un factor de risc per a la biomassa, especialment de cara als peixos en etapes de creixement menys avançades. Al llarg d'aquest treball s'ha estudiat com es pot millorar l'aprofitament de l'oxigen i el diòxid de carboni generat a la pròpia instal·lació.

Per una banda, s'han mesurat les taxes de consum d'O₂ i de producció de CO₂ resultants de la respiració dels peixos, les quals s'ha observat que varien significativament en funció de l'estat metabòlic del peix.

D'altra banda s'ha estudiat l'intercanvi de gasos que es produeix entre l'aigua i les bombolles d'aire del sistema d'aeració amb el que compten els tancs. S'ha observat que, segons les característiques d'aquestes bombolles, l'aprofitament dels gasos generats a la pròpia instal·lació pot ser optimitzada.

També s'ha dut a terme un balanç d'entrades i sortides d'O₂ i de CO₂ en un tanc de producció d'algues. A través d'aquest s'ha estudiat quina és la influència de les característiques del règim d'aeració sobre l'aprofitament d'aquests gasos i s'ha quantificat el consum i producció de CO₂ i O₂ per fotosíntesi, respectivament.

Amb totes les dades recollides se s'han extret conclusions que permeten millorar la gestió d'una planta IMTA des del punt de vista de l'aprofitament dels gasos. A través de seleccionar règims d'aeració adequats i conèixer els episodis de màxima demanda d'O₂ i producció de CO₂ dels peixos, es pot millorar l'ús d'aquests recursos. Tanmateix, es pot eliminar la necessitat d'aportar oxigen i diòxid de carboni artificial i evitar els costos que això comporta.

Abstract

Integrated multitrophic aquaculture (IMTA) is a combination of knowledge and technological resources aiming to improve aquaculture's industry sustainability, specially regarding to its most intensive production facilities. Through water outputs treatment with algae and bacteria biofilters, the environmental impact of the activity is cut down. Consequently, over the last decades the IMTA facilities have gained importance in this sector. Algae, apart from offering a more sustainable alternative, represent a subproduct with great market demand as feedstock or as an alimentation resource. This means an incensement over production that can increase the benefits and improve the economic viability of this industry.

Oxygen and carbon dioxide are two gases that represent a limiting factor over production in IMTA facilities. Both excess or lack of any of them might be a risk factor for the development of biomass, most importantly over fish in early stages of development. This project has been focused on the study of how can the use of this own generated resources be improved.

Firstly, the consume and production rates of O_2 and CO_2 respectively, resulting from fish breathing, which have shown to vary depending on the metabolic state of the individuals.

Secondly, the gas exchange that happens between water and aeration bubbles of the aeration systems of the tanks has been studied. It has been observed that owing to the bubbles characteristics, the gases usage can be improved.

An O_2 and CO_2 balance in algae production tanks has also been carried out. With this, it has been studied which is the influence of the aeration regime characteristics over gases consume and production. Additionally, it has also been quantified the gases production by photosynthesis.

With all the data gathered, conclusions have been extracted to improve the management of an IMTA aquaculture industry from the point of view of gas management. Through selecting the appropriate aeration regimes and knowing the fish's most gas demanding episodes, the use of this gases can be improved. This way, the need to introduce O_2 and CO_2 artificially, can be eliminated, along its costs.

Resumen

La acuicultura multirófica integrada (IMTA) es un conjunto de conocimientos y tecnologías que tienen por objetivo la mejora de la sostenibilidad de la industria de la acuicultura, especialmente la más intensiva. A través del tratamiento de los efluentes de agua mediante biofiltros de macroalgas y microorganismos se reducen los efectos adversos que estos pueden tener sobre el medio ambiente. En consecuencia, a lo largo de la últimas dos décadas las plantas IMTA han ganado peso en el sector. Las algas, más allá de ofrecer una alternativa más sostenible, representan un subproducto con una gran demanda en el mercado como materia primera o como recuso alimentario. Esto supone un aumento de producción y por lo tanto más beneficios que pueden mejorar la viabilidad económica del sector.

El oxígeno y el dióxido de carbono son dos gases que suponen un factor limitante para la producción en las plantas IMTA. Un exceso o falta de estos puede suponer un factor de riesgo para la biomasa, especialmente para los peces en estadios de desarrollo menos avanzados. A lo largo de este trabajo, se ha estudiado como se puede mejorar el aprovechamiento de oxígeno y de dióxido de carbono generados en la propia instalación.

Por un lado, se han estudiado las tasas de consumo y producción de oxígeno y de dióxido de carbono respectivamente, resultantes de la respiración de los peces. Estas han mostrado variaciones significativas en función del estado metabólico de los peces.

Por otro lado, se ha estudiado el intercambio de gases que se produce entre el agua de la instalación y las burbujas de aire del sistema de aeración de los tanques. Se ha observada que, en función de las características de las burbujas, el aprovechamiento de los gases puede ser mejorada.

También se ha llevado a cabo un balance de O_2 y de CO_2 en un tanque de producción de algas. A través de este, se ha estudiado la influencia de las características del régimen de aeración sobre el aprovechamiento de los gases, y se ha cuantificado la producción i consumo de O_2 y de CO_2 por fotosíntesis respectivamente.

Con todos los datos recogidos se han extraído conclusiones que permitan mejorar la gestión de una planta IMTA des del punto de vista del aprovechamiento de los gases. A través de la selección de un régimen de aeración adecuado y del conocimiento de los episodios de máxima demanda de oxígeno, se puede mejorar el uso de los gases de la instalación. Así como eliminar la necesidad de aportar O_2 i CO_2 artificialmente, con los costes que supone.

Agraïments

A **Joan Oca**, tutor d'aquest treball, pels seus coneixements i ull crític i constructiu en vers al meu treball; a **Patrícia Jiménez** pel seus consells i ajuda amb els anàlisis químics i els càlculs d'aquest treball; a **Ingrid Masaló** pel seu suport en el tractament d'imatges; a **Trinitat Pradell** i **Eloi Pineda** per la seva ajuda i dedicació a interpretar i tractar els resultats experimentals; a **Samuel Machado** pel molt que m'ha ensenyat sobre com treballar a un laboratori. I en especial a **la meva família** i el seu suport, sense el qual aquest treball no hagués estat possible.

Índex de continguts

Resum	2
Abstract	3
Resumen	4
Agraïments.....	5
Llista d'abreviatures i símbols	8
 1. Introducció	 9
1.1. La indústria de l'aqüicultura.....	9
1.2. Les macroalgues.....	9
1.2.1. Les macroalgues vermelles	10
1.2.2. Les macroalgues brunes	10
1.2.3. Les macroalgues verdes	10
1.2.4. La reproducció de les macroalgues	11
1.2.5. Aplicacions de les macroalgues.....	11
1.3. L'aqüicultura multitròfica integrada.....	12
1.3.1. L'aeració de les instal·lacions IMTA.....	14
1.4. Les macroalgues com a biofiltre dels sistemes IMTA	15
1.4.1. Criteris de selecció de l'espècie de macroalga del biofiltre	16
1.5. El diòxid de carboni en l'aqüicultura	17
1.5.1. Les formes del carboni inorgànic dissolt a l'aigua	17
1.5.2. La problemàtica associada al diòxid de carboni	19
1.5.3. Mètodes clàssics de control del diòxid de carboni.....	20
1.5.4. Interacció entre el diòxid de carboni i l'oxigen	21
1.6. Equilibri de gasos entre l'aire i l'aigua	21
1.7. Objectius	22
 2. Materials i mètodes	 24
2.1. Descripció de la instal·lació IMTA del laboratori de producció de peixos del grup de recerca AQUAL	24
2.2. Estimació del consum d'oxigen i de la producció de diòxid de carboni als tancs de peixos	27
2.2.1. Càlcul de la taxa de consum de <i>dissolved oxygen</i> (TCDO)	29
2.2.2. Determinació de DCO ₂	29
2.2.2.1. Determinació de l'alcalinitat de les mostres d'aigua del tanc.....	30

2.2.2.2.	Càlcul de taxa de producció de dissolved carbon dioxide (TPDCO ₂)	31
2.2.2.3.	Càlcul de TPDCO ₂	33
2.3.	Intercanvis d'oxigen i diòxid de carboni als tancs de producció d'algues	33
2.3.1.	Influència del règim d'aeració d'un tanc d'algues en l'intercanvi de gasos	33
2.3.1.1.	Moviment i característiques de les bombolles	36
2.3.1.2.	Determinació dels paràmetres característics de les bombolles	36
a)	Determinació de la superfície de les bombolles	37
b)	Determinació dels temps de residència de les bombolles al tanc	38
2.3.2.	Balanç d'oxigen i diòxid de carboni d'un tanc d'algues.....	39
a)	Evolució de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni d'entrada i de sortida.....	40
b)	Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni per striping.....	41
c)	Producció d'oxigen i consum de diòxid de carboni per fotosíntesi	41
3.	Resultats i discussió	43
3.1.	Estimació del consum d'oxigen i la producció de diòxid de carboni als tancs de peixos. 43	
3.1.1.	Evolució de les concentracions d'oxigen i de diòxid de carboni	43
3.1.2.	Valors de la taxa de consum de <i>dissolved oxygen</i> (TCDO) i de la taxa de producció de <i>dissolved carbon dioxide</i> (TPDCO ₂).....	44
3.2.	Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni als tancs de producció d'algues	47
3.2.1.	Influència del règim d'aeració d'un tanc d'algues en l'intercanvi de gasos	47
3.2.1.1.	Determinació de la mida i el temps de residència de les bombolles	49
a)	Valors de la superfície de les bombolles	49
b)	Valors del temps de residència de les bombolles al tanc	51
3.2.1.2.	Relació entre les característiques de les bombolles i l'eficiència de striping	54
3.2.2.	Balanç d'oxigen i diòxid de carboni en un tanc d'algues.....	55
3.2.2.1.	Monitoratge de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni d'entrada i de sortida....	55
3.2.2.2.	Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni per striping.....	58
3.2.2.3.	Consum d'oxigen i diòxid de carboni per fotosíntesi	58
3.2.2.4.	Balanços de d'oxigen i diòxid de carboni a un tanc d'algues R.....	59
4.	Conclusions.....	61
Annex A:	Anàlisi d'imatges per la determinació de la mida de bombolles	62
Annex B:	Anàlisi d'imatges per la determinació del TRB	65
Annex C:	Imatges subaquàtiques de flux de bombolles de diferents règims d'aeració	66
Bibliografia.....		67

Llista d'abreviatures i símbols

- DCO_2 : Concentració de diòxid de carboni dissolt a l'aigua.
- $\text{DCO}_{2\text{fs}}$: Diòxid de carboni consumit per fotosíntesi .
- $\text{DCO}_{2\text{in}}$: Concentració de diòxid de carboni a l'aigua d'entrada d'un tanc d'algues.
- $\text{DCO}_{2\text{out}}$: Concentració de diòxid de carboni a l'aigua de sortida d'un tanc d'algues.
- $\text{DCO}_{2\text{strip}}$: Diòxid de carboni intercanviat entre l'aigua i l'aire per striping.
- DO: Concentració d'oxigen dissolt a l'aigua.
- DO_{fs} : Oxigen produït per fotosíntesi.
- DO_{in} : Concentració d'oxigen dissolt a l'aigua d'entrada d'un tanc d'algues.
- DO_{out} : Concentració d'oxigen dissolt a l'aigua de sortida d'un tanc d'algues.
- DO_{strip} : Oxigen intercanviat entre l'aigua i l'aire per striping.
- fps: Frames per segon.
- h_m : Coeficient de transferència màssic.
- IMTA: Aqüicultura multitròfica integrada.
- K_{La} : Coeficient d'eficiència de striping.
- Q aeració: Cabal d'aeració.
- TCDO: Taxa de consum d'oxigen dissolt.
- TPDCO_2 : Taxa de producció de diòxid de carboni dissolt.
- TRB: Temps de residència de la bombolla.
- TUA: Temps des d'última alimentació.

1. Introducció

1.1. La indústria de l'aqüicultura

El consum de peix constitueix un dels pilars de la dieta humana arreu del món i, en moltes cultures, el seu consum és la base fonamental de l'alimentació per a milions de persones. Aquesta situació fa que any rere any, la producció de peix a nivell global hagi de créixer per abastir aquesta demanda creixent. Aquesta va assolir un màxim històric el 2014 quan es va arribar a una producció anual de 20 kg de peix per habitant del planeta. Tanmateix, el mateix 2014 va ser l'any en el qual la producció de peix del sector aqüícola va superar per primera vegada la del sector de la pesca. A resultes d'aquesta situació, l'aqüicultura ha esdevingut un dels sectors industrials que ha experimentat un dels majors creixements al llarg de les últimes dècades, durant les quals ha crescut un 10% anual (FAO 2014; FAO 2016).

Aquesta situació es deu essencialment a dos factors; en primer lloc, a l'augment de la població mundial, la qual s'ha disparat durant les darreres dècades fent créixer enormement la demanda alimentària a escala mundial. En segon lloc, s'ha produït un clar estancament de les captures de les empreses pesqueres de manera que no han pogut assumir aquesta demanda creixent. Com a conseqüència d'això, les empreses aqüícoles han trobat un nou mercat amb una enorme demanda dels seus productes (FAO 2014; Neori et al. 2004).

Com és natural, l'augment de la rellevància d'aquesta indústria ha comportat un enorme desenvolupament de la tècnica i la tecnologia usades a fi de millorar l'eficiència i la productivitat de les instal·lacions. Els principals incentius per dur a terme aquestes millores han estat els marges econòmics per als productors i la millora de la competitivitat econòmica dels productes. No obstant, també s'ha estudiat com avançar en aspectes com la sostenibilitat de l'aqüicultura, el tractament dels residus generats i en la busca d'independitzar les instal·lacions de les fonts d'aigua marina. Com a conseqüència d'això s'ha desenvolupat el concepte d'aqüicultura multitròfica integrada (IMTA). El qual permet tractar els efluents de les plantes a través de biofiltres de macroalgues i microorganismes.

1.2. Les macroalgues

Les macroalgues marines es classifiquen segons diversos criteris com característiques citològiques, estructura dels plastis, composició de pigments, composició de la paret cel·lular o els hàbitats on predominen. No obstant, el principal criteri de classificació és el tipus de pigments fotosintètics presents a la cèl·lula.

1.2.1. Les macroalgues vermelles

Es tracta d'un grup de més de 5000 espècies generalment marines i pluricel·lulars en el qual predominen la clorofil·la A i D, així com altres pigments proteics vermells i verds. Existeix una gran diversitat morfològica entre espècies però generalment compten amb un tal·lus de tipus nematotal·lus (tal·lus formats per filaments de creixement terminal o intercalar) i caldotal·lus (tal·lus compost per un o varis eixos amb creixement terminal indefinit). Es caracteritzen per ser un grup purament immòbil; els seus individus es desenvolupen sobre el substrat marí rocós on creixen com a paràsits d'altres éssers vius. Predominen en aigües càlides i zones amb escassa il·luminació, ja que la seva composició de pigments els predisposa per sobreviure en aquests ambients.

La paret cel·lular presenta cel·lulosa i polisacàrids mucilaginosos com agar o carragenines, els quals compacten el tal·lus. Certs subgrups presenten carbonat càlcic en forma de calcita o aragonita en aquesta paret, que els donen una consistència pètria que facilita la formació d'esculls naturals.

1.2.2. Les macroalgues brunes

Grup morfològicament molt divers que engloba més de 2000 espècies. Entra aquestes s'hi poden trobar organismes filamentosos i d'estructura molt simple, així com algues laminars amb una morfologia complexa. Totes es caracteritzen per comptar amb clorofil·la C, beta-carotens i xantofil·les (ficoxantina) que els donen un to marronós.

Es desenvolupen en aigües temperades o fredes i ho poden fer tant fixades al sòl com flotant. En el cas de les que viuen fixades, poden arribar a desenvolupar tal·lus de fins a 50 metres de llarg que emergeixen a la superfície.

A nivell cel·lular, compten amb una paret vegetal interna de cel·lulosa i una d'externa de mucilaginosa rica en ficocol·loides i alginat. Poden comptar també amb aragonita. L'alginat té moltes funcions metabòliques per a l'alga, intervé en intercanvis iònics i en el cicle reproductiu així com actua com a substància de reserva i com a protector contra la dessecació.

1.2.3. Les macroalgues verdes

Constitueixen el grup més extens d'algues; inclou fins a 8000 espècies i, naturalment, compta amb una enorme varietat biològica en tots els aspectes. Morfològicament, es poden trobar individus filamentosos senzills, ramificats, laminars o de tipus sifonal. Respecte els cicles biològics, també existeix una diversitat important a nivell d'estacionalitat o cicle reproductiu. Es poden trobar algues verdes en ambients d'aigua marina, aigua dolça o salobre

amb rangs de temperatura, salinitat i penetració lumínica molt amplis. És freqüent trobar cel·lulosa i carbonat càlcic a la seva paret cel·lular.

Dins de les algues verdes destaquen les algues de les espècies d'*Ulva* com per exemple la *Ulva ohnoi*. Son un conjunt d'espècies que es desenvolupen en ambients marins amb saturació de nutrients. Son un grup de gran interès en el camp de l'aqüicultura multitròfica integrada.

1.2.4. La reproducció de les macroalgues

Les algues compten tant amb vies de reproducció sexual com asexual. Hi ha certes espècies capaces d'alternar entre els dos mecanismes, anomenades espècies de cicle digenètics, mentre que les que no varien es coneixen com monogenètiques. Generalment les espècies poden variar el mètode de reproducció.

Les vies de reproducció asexual de les algues es basen en diferents processos.

- Fragmentació: generació de propàguls (fragments pluricel·lulars de l'individu progenitor) amb cèl·lules més o menys especialitzades.
- Esporulació: generació d'espores per mitosi de càrrega genètica completa (2n). Aquestes son indiferenciades i totipotents, per tant poden desenvolupar un organisme pluricel·lular per si soles.

Respecte la reproducció sexual, calen gàmetes (n) de dos individus diferents (individus gametòfits). Al unir-se, generen un zigot (2n) que es desenvolupa a través de successives mitosis i acaba desenvolupant un nou individu genèticament diferent als progenitors.

1.2.5. Aplicacions de les macroalgues

El mercat més interessat en la producció de macroalgues és el sector de l'alimentació humana. Si bé el seu consum és un hàbit profundament arrelat a certes cultures orientals, les algues mai han constituït un element habitual de la majoria de cuines occidentals. No obstant, el creixent interès per la qualitat de la dieta humana, i el descobriment dels beneficis nutricionals de les algues, ha conduït a un increment significatiu del seu consum en àmbits de la gastronomia on fins ara no eren ben valorades (Lordan et al. 2011). No obstant, les aplicacions de les macroalgues no es limiten a l'alimentació humana si no que ofereixen un considerable ventall d'aplicacions en àmbits molt diversos de la indústria.

Un dels aspectes on destaquen les macroalgues és la seva capacitat de sintetitzar metabòlits secundaris de caràcter antioxidant, antiinflamatori, antiviral, anticoagulant i

antiparàsit. Aquest fet fa de les algues un focus d'interès per la indústria dedicada a la producció de cosmètics i fàrmacs (Hill 2011; O'Sullivan et al. 2010; Barreto et al. 2012).

Altrament, el conjunt de les macroalgues presenta una significativa capacitat per assimilar i acumular nutrients i contaminants. Aquesta característica fa de les algues un agent d'interès per tractar aigües contaminades per nitrats o fosfats, els quals són consumits com a nutrients. Tenint en compte aquesta capacitat, les algues esdevenen un recurs de gran interès per a instal·lacions aquícoles de cicle tancat, ja que constitueixen una bona opció per desenvolupar un biofiltre. Aquests poden tractar aigües residuals amb concentracions de contaminants fora de la legislació (Cole et al. 2014). També són d'aplicació en altres àmbits com per exemple en el tractament de dejeccions ramaderes (Mulbry et al. 2008) o en la bioacumulació de metalls pesats, presents en un gran nombre d'efluents i residus industrials (Vijayaraghavan & Joshi 2014). Aquestes practiques s'engloben dins del punt de vista de la indústria anomenat "ecologia industrial" (Lowe & Evans 1995).

El creixent sector de les energies renovables també representa un mercat d'interès per a les macroalgues i els seus subproductes. Múltiples estudis les situen com a un recurs amb un gran potencial per la producció de biogàs i biocombiustibles (Demirbas 2010; Alvarado-Morales et al. 2013).

Dins de la pròpia indústria de l'aqüicultura multitròfica, les algues tenen aplicacions més enllà de l'ús com a biofiltre. Certs estudis apunten que les macroalgues produïdes es poden incloure com a components del pinso usat per alimentar els peixos de les pròpies instal·lacions. S'ha constatat que en proporcions de fins al 20%, són una bona font de proteïna vegetal per als peixos (Valente et al. 2006).

1.3. L'aqüicultura multitròfica integrada

El conjunt de tècniques i coneixements que formen l'aqüicultura multitròfica integrada (IMTA) neixen de la necessitat de millorar la sostenibilitat de la indústria de l'aqüicultura intensiva des d'un punt de vista ecològic (Neori et al. 2004). Les plantes IMTA es basen en un sistema de producció de cicle tancat on l'aigua és recirculada gràcies a l'acció d'un biofiltre, d'algues i microorganismes. Aquest element regenera l'aigua sortint dels tancs de producció de peixos permetent que hi torni a ser enviada, estant carregada d'oxigen i sense els compostos inorgànics tòxics fruit de les excrecions i la respiració dels peixos.

Si bé el model de producció intensiva representa un avenç molt significatiu a nivell de producció (Neori et al. 2004), s'ha constatat que genera efluents amb elevades concentracions de compostos inorgànics i orgànics que resulten contaminats per als ecosistemes on són abocats com per exemple zones costeres (Beveridge 1984; Brown et al.

1987). Aquests poden arribar a causar processos d'eutrofització d'aigües que poden repercutir molt negativament sobre la fauna, la flora i la microbiota de l'ecosistema (Troell & Berg 1997). D'altra banda, si aquestes mateixes substàncies assoleixen concentracions elevades dins de la pròpia instal·lació, poden suposar una greu amenaça per al desenvolupament de la biomassa del sistema, que pot minvar molt significativament la producció. Una situació que es pot traduir en la inviabilitat econòmica de la instal·lació aquícola (Neori et al. 2004).

Els principals agents contaminats inorgànics que es generen son producte de les excrecions i la respiració dels peixos. Aquests contaminants son el nitrogen, el fòsfor i el CO_2 ; els dos primers es troben en diverses formes iòniques com nitrat, nitrit o amoni i fosfat respectivament. Mentre que el tercer es pot trobar en múltiples formes iòniques en funció de les condicions els que es trobi l'aigua (Neori et al. 2004). A l'apartat 1.5 s'entra en més detall en les formes dissoltes del carboni inorgànic.

Els sistemes IMTA es basen en cultiu simultani de dos grups d'individus (Neori et al. 2004; Troell et al. 2009)

- Organismes alimentats: son l'espècie principal a nivell de producció, les condicions de la instal·lació estan destinades a optimitzar el creixement. Son l'únic grup que és alimentat de forma directe. En instal·lacions IMTA, aquest grup el solen formar diferents espècies de peixos.
- Organismes extractius: son l'espècie destinada a l'eliminació de les substàncies inorgàniques de l'aigua generades pels organismes alimentats. Generalment s'usen algues i microorganismes.

Existeixen dos grups principals d'organismes usats com a grup extractiu en aquesta classe d'instal·lacions. Per una banda s'usen microorganisme, els quals es caracteritzen per eliminar les formes iòniques dels contaminants i transformant-les en gasos innocus com N_2 o CO_2 . D'altra banda, també existeixen biofiltres d'algues marines, les quals no extreuen els contaminants de l'aigua per eliminació si no que ho fan per assimilació al generar biomassa pròpia. Per aquestes espècies, el N i el P inorgànics representen nutrients fonamentals per al seu creixement (Krom 1986). D'altra banda, gràcies a la seva capacitat fotosintètica, les algues també poden contribuir a la reducció del CO_2 de l'aigua de l'efluent produïda així com en la oxigenació de l'aigua del sistema. D'aquesta manera també es pot reduir la necessitat d'aireació i/o oxigenació artificial mitjançant instal·lacions de difusió de gasos (Gao & McKinley 1994; Neori et al. 1996).

Tant les poblacions de bacteris com d'algues poden permetre una recirculació de l'aigua residual generada als tancs on es desenvolupen els peixos. Ambdues tecnologies

representen una opció d'eliminació de substàncies inorgàniques altament eficient que permet transformar els efluent carregats en aigua renovada apte per tornar a ser usada dins de la pròpia instal·lació. No obstant, els biofiltres d'algues tenen tres punts forts que els converteixen en un mètode preferible als microorganismes (Neori et al. 2004).

- A nivell industrial, la tecnologia necessària per implementar un biofiltre de microorganismes és més complexa i costosa que la necessària per a les algues.
- Les algues són capaces de transformar un element contaminant en biomassa mentre que els microorganismes eliminen aquestes espècies químiques en comptes d'aprofitar-les com un recurs.
- Les algues representa una font de subproductes aquícoles amb elevades demandes de mercat ja que s'usen com a matèria primera en molts sectors de la indústria. Això es pot traduir en un increment dels ingressos per al sector. L'altre classe de biofiltre només genera elevades quantitats de fangs que cal tractar com un residu sense gaire possibilitats de mercat.

L'aplicació de la tecnologia IMTA permet transformar els efluent contaminats per les excrecions dels peixos, fins ara considerats com un residu, en un recurs que permet el desenvolupament de nous organismes. A més a més, aquest mètode de tractament d'aigües residuals ajuda a aconseguir una reducció dràstica de la necessitat de renovar l'aigua del sistema. Així es pot independitzar la instal·lació de les fonts d'aigua marina, un factor que limita els emplaçament de les piscifactories de cicle obert o *flow through*.

En conjunt, les instal·lacions IMTA ofereixen una alternativa per desenvolupar piscifactories més eficients, més productives, més sostenibles i menys costoses.

1.3.1. L'aeració de les instal·lacions IMTA

Les instal·lacions d'aqüicultura IMTA requereixen una gran quantitat d'oxigen per al desenvolupament dels peixos. En moltes ocasions la quantitat d'algues pot no ser suficient per a la demanda dels peixos de manera que cal aportar oxigen de forma artificial a les instal·lacions. Això es fa mitjançant sistemes d'aeració per bombolleig que introdueixen bombolles d'aire o d'oxigen pur a l'aigua.

La quantitat d'aire que es pot transferir de les bombolles a l'aigua depèn de les característiques d'aquestes. La mesura d'aquests paràmetres és una qüestió que pot resultar difícil ja que el comportament de les bombolles pot resultar molt diferent en funció de les condicions de l'entorn. El cabal d'aeració resulta altament influent sobre la mida de les

bombolles, mentre que les condicions del medi determinen quin comportament tindran les bombolles mentre s'hi desplacen (Stenstrom 2000).

Hi ha dos tipus de medi des del punt de vista del comportament de les bombolles.

- Tipus A: les bombolles generades no s'uneixen entre si generant-ne de més grans.
- Tipus B: les bombolles tendeixen a unir-se al contactar.

L'aigua de mar és un clar exemple de fluid de tipus A, ja que com més salí i menys viscos és un líquid més s'aproxima a la definició d'aquest grup. No obstant, independent del fluid, les bombolles que assoleixen velocitats d'entre 35 i 40 cm s⁻¹ perden estabilitat i tendeixen a subdividir-se en bombolles més petites (Stenstrom 2000).

Quant a la forma de les bombolles, per a les que presenten diàmetres inferiors a 0,1 cm es poden considerar com a esferes. Les que presenten diàmetres superiors, tenen formes el·lipsoïdals més o menys esfèriques en funció de la velocitat i la turbulència del medi. Per a casos de règim laminar, es considera que les dimensions de les bombolles es poden aproximar a les d'una esfera (Stenstrom 2000).

1.4. Les macroalgues com a biofiltre dels sistemes IMTA

Tal i com s'ha explicat al apartat anterior, les algues constitueixen un element imprescindible per a la majoria de les sistemes IMTA. Aquestes suposen la producció d'un subproducte amb una àmplia demanda de mercat i duen a terme tres funcions essencials per possibilitar la recirculació de l'aigua en aquest tipus d'instal·lació.

La primera d'aquestes funcions és l'eliminació de nutrients dissolts a l'aigua fruit de les excrecions dels peixos. Els principals constituents d'aquests són el nitrogen i el fòsfor, els quals prenen diferents formes iòniques que, per sobre de certes concentracions, poden resultar tòxiques. D'entre totes, l'espècie química més crítica des d'aquest punt de vista és el nitrogen amoniacal o TAN (NH_3 i NH_4^+), una substància que és tòxica per als peixos a concentracions molt baixes. La producció d'amoni a les instal·lacions aquícoles és elevada ja que els peixos només assimilen un 30% del nitrogen que se'ls aporta amb el pinxos, on aquest element es troba en forma proteica. El 70% restant és expulsat al medi a través de les excrecions; un 30% d'aquest en forma d'amoni, un 30% contingut en molècules orgàniques senzilles, de naturalesa diversa, i un 10% contingut a les excrecions sòlides (Porter et al. 1987). Per sobre de 1,5 mg L⁻¹ de TAN, la concentració ja resulta tòxica per la majoria d'espècies de peix comercial que produeix la indústria aquícola (Neori et al. 2004). No obstant, hi ha espècies especialment sensibles, com per exemple *O. kisutch*, per a les que una quantitat tant baixa com 0,68 mg NH₃ L⁻¹ ja els és tòxica (Randall and Tsui 2002).

La segona funció és l'eliminació del diòxid de carboni dissolt present als efluent dels tancs d'engreix de peixos. Concentracions excessivament elevades d'aquest compost, producte de la respiració de peixos, pot causar problemàtiques diverses sobre els peixos. Per aquest motiu les instal·lacions d'aqüicultura intensiva, i especialment les de cycle tancat, han de comptar amb mètodes d'extracció d'aquest compost. No obstant, tal i com explicarà a l'apartat 1.5.1, la gran majoria del C inorgànic generat en aquest tipus d'instal·lació es troba en forma d'ió bicarbonat. Per aquest motiu cal que les espècies d'alga usades com a biofiltre de l'aigua siguin capaces de consumir indistintament CO_2 o HCO_3^- com a font de carboni inorgànic (Sven & Eshel 1983).

En tercer lloc, els biofiltres d'alga fan una tasca essencial per a l'aqüicultura intensiva com és l'oxigenació de l'aigua. Una producció tant elevada de peixos té uns requeriments d'oxigen molt elevats. Clàssicament aquests han estat aportats mitjançant la introducció de bombolles d'aire o d'oxigen pur, unes tècniques amb un elevat cost tant en infraestructura com en el gas aportat, especialment en el cas de l'oxigen pur (Summerfelt et al. 2000). La tecnologia IMTA, permet l'oxigenació a través de la fotosíntesi de les algues amb una eficiència molt elevada i amb un cost molt inferior al de la aieració artificial. Mitjançant aquest mètode, amb un quilogram d'alga es pot aportar tot l'oxigen requerit per dos quilograms de biomassa de peix (Neori et al. 2004).

Diferents estudis han considerat la possibilitat d'usar fitoplàncton en comptes de macroalgues com a biofiltre. S'ha constatat però, que no son una opció prou fiable ja que a les plantes pilot d'IMTA que usaven aquest tipus de biofiltre es produïen repetits episodis d'altres concentracions d'amoni i baixes concertacions d'oxigen dissolt, que coincidia amb certs punts del cycle vital del fitoplàncton (Neori et al. 1989). Les macroalgues son una alternativa molt més eficient i que requereix molt menys manteniment i ofereix una millor viabilitat econòmica (Neori et al. 1996).

1.4.1. Criteris de selecció de l'espècie de macroalga del biofiltre

Com ja s'ha posat de relleu en repetides ocasions al llarg dels apartats anteriors, els biofiltres d'algues constitueixen un element clau del sistema IMTA. Per aquest motiu, una tria encertada de l'espècie del biofiltre és clau per a l'èxit i la sostenibilitat de la instal·lació. Existeixen dues classes de criteris a tenir en compte a l'hora de fer aquesta tria (Neori et al. 2004).

- Criteris bàsics: son un conjunt de requisits que l'espècie escollida ha de satisfer necessàriament per poder sobreviure dins de la instal·lació i dur-hi a terme la seva tasca correctament. Aquests criteris recullen els següents aspectes.

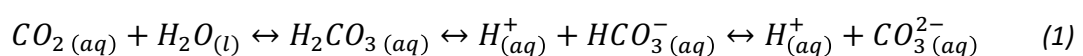
- Taxes de producció de biomassa elevades.
 - Capacitat d'acumular elevades concentracions de nitrogen als seus teixits.
 - Resistència a la competència d'algues epífites, un conjunt d'espècies d'algues que sovint causen problemes de competència per la llum i els nutrients perjudicant l'eficiència dels biofiltres.
 - Tenir coneixements fermes sobre el cicle vital de l'espècie.
 - Assegurar que el paràmetres del medi aquàtic de la instal·lació s'adeqüen a les condicions necessàries pel creixement de l'espècie.
- Criteris de producció: segons l'objectiu que es fixi al biofiltre, més enllà de la renovació de l'aigua de la instal·lació, prevaldran uns criteris o uns altres en la tria de l'espècie.
- Producció de biomassa: espècie amb una elevada taxa de creixement.
 - Obtenció de metabòlits secundaris i/o teixit vegetal amb característiques concretes: espècie amb una elevada capacitat de síntesi d'aquestes substàncies.
 - Bioremediació: espècie amb una gran capacitat d'assimilació i acumulació de contaminants de l'aigua.

Considerant aquest conjunt de condicionants, les espècies d'alga més adequades per formar part de biofiltres en plantes IMTA son les que pertanyen als gèneres *Ulva sp.* i *Gracilaria sp.* Per aquest motiu, son els dos gèneres més àmpliament usats en aquesta indústria.

1.5. El diòxid de carboni en l'aqüicultura

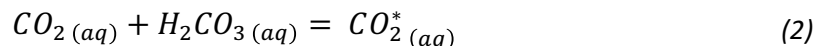
1.5.1. Les formes del carboni inorgànic dissolt a l'aigua

Tal i com s'ha exposat amb anterioritat, el CO_2 juga un paper essencial en les instal·lacions aquícoles, especialment en els IMTA. La forma química en la que es troba el carboni inorgànic dissolt a l'aigua és una qüestió que es veu influïda per factors diversos; el principal d'ells és el pH, el qual regula l'equilibri químic que veiem a continuació (Summerfelt et al. 2000).

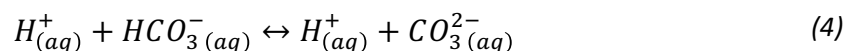


En aquest conjunt d'equilibris podem trobar el carboni inorgànic en quatre formes diferents: diòxid de carboni dissolt ($\text{CO}_2(aq)$), àcid carbònic ($\text{H}_2\text{CO}_3(aq)$), ió bicarbonat

(HCO_3^- (aq)) i ió carbonat (CO_3^{2-} (aq)). Cal tenir en compte però, que la concentració d'àcid carbònic a l'aigua, de forma natural és pràcticament negligible i, a nivell experimental és difícil de diferenciar del diòxid de carboni. Per aquest motiu, en l'estudi del carboni inorgànic dissolt es sol considerar la següent simplificació (Dickson & Goyet 1994)



La equació 2 no representa un equilibri químic si no que simbolitza quan simplificació segons la que la concentració de H_2CO_3 es considera com CO_2 . Assumit aquesta condició, l'equilibri inicial queda de la següent manera.



Aquest equilibri d'espècies iòniques ve regit per un conjunt de constats d'equilibri. La concentració que hi ha de cada espècie a cada instant depèn tant del pH com de la concentració de les altres espècies químiques de carboni inorgànic; les constants d'equilibri però, només depenen de temperatura. A la Taula 1 es detallen els equilibris entre les diferents espècies químiques de carboni inorgànic i les constants que els regulen.

Taula 1. Relacions i constants d'equilibri que determinen les formes de carboni inorgànic dissolt a l'aigua (Summerfelt et al. 2000)

Tipus d'equilibri	Relació d'equilibri	Constants d'equilibri
Gas - líquid	$\text{CO}_2 \text{ (g)} \leftrightarrow \text{CO}_2 \text{ (aq)}$	$K_H = P_{\text{CO}_2} / X_{\text{CO}_2}$
Hidratació - deshidratació	$\text{CO}_2 \text{ (aq)} + \text{H}_2\text{O}_{(l)} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \text{ (aq)}$	$K_0 = [\text{H}_2\text{CO}_3] / [\text{CO}_2]$
Àcid - Base	$\text{H}_2\text{CO}_3 \text{ (aq)} \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \text{ (aq)} + \text{H}_{(aq)}^+$	$K_1 = [\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}^+] / [\text{CO}_2]$
Àcid - Base	$\text{HCO}_3^- \text{ (aq)} \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} \text{ (aq)} + \text{H}_{(aq)}^+$	$K_2 = [\text{CO}_3^{2-}] \cdot [\text{H}^+] / [\text{CO}_2]$

Considerant la influència del pH en la concentració de cada espècie química i el valor de les constants d'equilibri que s'estableixen, es pot definir una relació directa entre el valor de pH de l'aigua i la concentració relativa de cada component. La Figura 1 mostra la fracció de cada espècie química de carboni inorgànic dissolt a l'aigua en funció del pH.

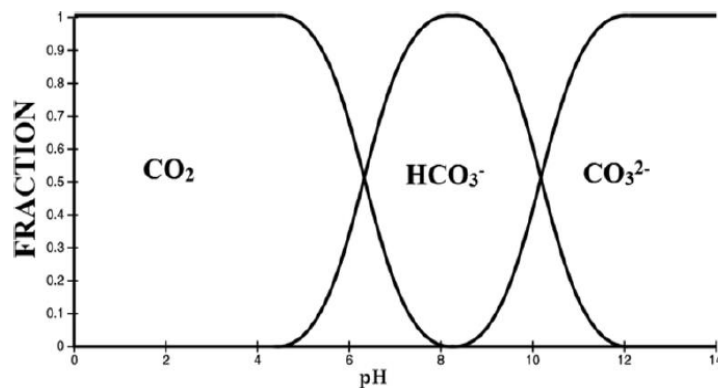


Figura 1. Fracció de cada forma de carboni inorgànic dissolt a l'aigua en funció del pH (Lower 1999)

Tenint en compte que el pH de l'aigua de mar sol tenir un valor de 7,5 a 8,0, el carboni inorgànic que hi trobem es troba quasi en la seva totalitat en forma de bicarbonat, una petita part en forma de diòxid de carboni i una part negligible es troba en forma de carbonat. Aquest equilibri resulta crucial especialment per les algues ja que per fer la fotosíntesi requereixen carboni inorgànic en forma de CO_2 . Tot i que algunes d'elles són capaces de consumir carboni en forma de bicarbonat, no resulta tant eficient com fer-ho en la forma de CO_2 (Sven & Eshel 1983).

1.5.2. La problemàtica associada al diòxid de carboni

Les instal·lacions aquícoles de cultiu intensiu amb una elevada taxa de recirculació d'aigua troben en l'oxigen un factor limitant per a la seva producció. A fi d'eliminar aquesta limitació, s'acostuma a incorporar un sistema d'aeració que aporta oxigen pur directament a l'aigua (Summerfelt et al. 2000). Aquesta tecnologia permet incrementar el creixement dels peixos millorant d'aquesta manera la competitivitat d'aquestes instal·lacions a nivell econòmic; no obstant, això suposa un clar increment dels costos de producció (Loyless & Malone 1997).

No obstant, un increment de producció sol comportar un increment en la concentració de CO_2 dissolt a l'aigua, el qual pot assolir nivells tòxics per als organismes de la instal·lació; com els citats a l'apartat 1.4. Com a conseqüència es poden donar casos de hipercàpnia (concentració de CO_2 en sang anormalment elevada), acidosi (pH de la sang i altres teixits del cos anormalment àcid), necrosi parcial o fins i tot la mort (Wedemeyer 1996; Cohen & Neori 1991).

L'origen d'aquest CO_2 és, per una banda, la respiració dels peixos de la instal·lació, en cas dels salmònids generen de mitjana 1,4 mg de diòxid de carboni per mg d'oxigen consumit (Wedemeyer 1996); per l'altra banda, la respiració dels bacteris i altres microorganismes presents a la instal·lació (Hackney et al. 1982; Timmons & Losordo 1994). Aquesta situació es

veu agreujada pel fet que aproximadament només el 10% d'aquest CO_2 és transferit cap a l'atmosfera a través d'un procés de striping (Wedemeyer 1996; Fivelstad et al. 2003).

Tant les instal·lacions aquícoles de baixa intensitat com les de cicle obert, no presenten problemes d'acumulació de diòxid de carboni a l'aigua ja que en tenen prou amb la renovació d'aigua com per mantenir una concentració adequada d'oxigen i de diòxid de carboni. Per tant no tenen necessitat d'usar sistemes d'aireació i/o oxigenació addicionals de l'aigua (Summerfelt et al. 2000).

1.5.3. Mètodes clàssics de control del diòxid de carboni

Abans de l'arribada de les plantes IMTA, els problemes relacionats amb el CO_2 eren tractats amb tècniques convencionals.

Moltes d'aquestes tècniques es basaven en el la transferència del gas dissolt del medi líquid a un medi gasos com l'aire (Kumar et al. 2013; Boyd 1998; Summerfelt et al. 2000). Aquest procés termodinàmic de transferia de massa es coneix com striping; permet separar o extreure un component d'un medi transferint-lo a un altre aprofitant un gradient de concentracions entre ambdós medis. Els gasos sempre es desplacen del medi amb més concentració al menys carregat. En el cas de l'aqüicultura, com que l'aigua que surt dels tancs de peixos conté una concentració de CO_2 més elevada que la que té l'aire, s'aprofita aquest gradient per eliminar l'excés de diòxid de carboni de l'aigua.

Per aconseguir aquest intercanvi s'han desenvolupat tecnologies que incrementen l'intercanvi de gasos d'un medi a l'altre incrementant la superfície de contacte entre ambdós medis. Una de les més emparades son les "packed column"; columnes que compten amb un rebliment intern que transforma el cabal d'aigua d'entrada en petites gotes que segueixen un sentit descendent. Paral·lelament, al mateix espai hi ha un flux d'aire que, al tenir una concentració de CO_2 menor que l'aigua, absorbeix part d'aquest gas al entrar en contacte amb l'aigua. Els fluxos d'aigua i aire poden ser concurrents o contracorrents. Els processos de transferència de gasos depenen de l'intercanvi de gasos depèn de la llei de Henry, ja que aquesta regeix els equilibris de concentració de gasos que s'assoleixen entre l'aigua i l'aire (Lower 1999).

Existeixen també, altres mètodes de control de la concentració de diòxid de carboni basats en el control del pH i de diferents equilibris químics. Aquestes tècniques no es basen en l'eliminació de CO_2 de l'aigua si no en el desplaçament d'aquests equilibris químics transformant de diòxid de carboni en altres formes de C inorgànic no nocives com per exemple els ions bicarbonat o carbonat. Aquests equilibris es poden controlar incrementant el pH afegint espècies bàsiques com bicarbonat sòdic o hidròxid sòdic. No obstant, cal tenir

en compte que aquestes substàncies poden causar nivells d'alcalinitat a l'aigua massa elevats per peixos i algues (Summerfelt et al. 2000).

1.5.4. Interacció entre el diòxid de carboni i l'oxigen

A nivell fisiològic, el motiu pel qual el CO₂ pot resultar tant problemàtic per l'aqüicultura és el seu efecte sobre el transport d'O₂ en sang per part de l'hemoglobina. La funció principal d'aquesta proteïna és el transport de l'oxigen per tot l'organisme a través del sistema sanguini. La seva afinitat bioquímica per les molècules de diòxid de carboni és molt superior a la que té per l'oxigen molecular. En conseqüència, a partir d'un cert llindar de concentració de CO₂ a l'aigua, el transport d'oxigen cau en picat en benefici del diòxid de carboni. Una exposició prolongada a aquesta situació pot causar greus afectacions a nivell fisiològic i fins i tot la mort dels peixos. El llindar de concentració crític de CO₂ és un valor variable que depèn del l'espècie de peix, el punt del cicle vital en el que es troba l'individu i les condicions químiques del medi. Cal tenir en compte però, que en condicions de concentració d'oxigen properes a la saturació, el llindar de seguretat de concentració de CO₂ a l'aigua es veu incrementat de forma molt considerable. Concretament es recomana mantenir sempre una concentració d'O₂ superior al 80% de saturació (Jobling 1994; Wedemeyer 1996).

1.6. Equilibri de gasos entre l'aire i l'aigua

En tant que el principal objecte d'estudi d'aquest treball és l'evolució temporal de la concentració de diversos gasos, és importat apuntar quines son les principals equacions termodinàmiques que regeixen l'intercanvi de gasos entre el medi líquid i el gasós. Concretament, aquests processos estan regits per la Llei de Henry (Henry's Law), la qual presenta la següent equació (Çengel & Ghajar 2011).

$$y_{i, \text{ medi líquid}} = \frac{P_{i, \text{ medi gasós}}}{H} \quad (5)$$

Cada un dels elements de l'expressió anterior correspon als següents paràmetres.

- $y_{i, \text{ medi líquid}}$: fracció molar de l'espècie i al medi líquid (M).
- $P_{i, \text{ medi gasós}}$: pressió parcial de l'espècie i al medi gasós (atm).
- H : constata de Henry (atm M⁻¹).

El valor de la constata de Henry varia en funció de la naturalesa de l'espècie gasosa, de la líquida i de la temperatura del líquid. El seu valor sol ser independent de la pressió

atmosfèrica sempre que aquesta es trobi per sota de 5 atmosferes. La Taula 2 mostra el valor d'aquesta constant en medi aquós per diferents gasos i a diferents temperatures.

Taula 2. Constant de Henry per diferents gasos en un medi d'aigua (Çengel & Ghajar 2011)

Gas	290 K	300 K	310 K	320 K	330 K	340 K
CO ₂	1280	1710	2170	2720	3220	-
O ₂	38000	45000	52000	57000	61000	65000
CO	51000	60000	67000	74000	80000	84000
Aire	62000	74000	84000	92000	99000	104000
N ₂	76000	89000	101000	110000	118000	124000

Tal i com es pot veure a la Taula 2, la constant de Henry augmenta a mesura que ho fa la temperatura.

1.7. Objectius

L'objectiu principal d'aquest treball és dur a terme un estudi detallat del cicle de dels dos gasos més limitats per a la indústria de l'aqüicultura multitrofica intensiva: l'oxigen i el diòxid de carboni. La finalitat d'aquest estudi és descobrir com maximitzar les sinèrgies entre les diferents espècies d'algues, microorganismes i peixos que coexisteixen a la instal·lació per tal de millorar el disseny d'aquestes instal·lacions en dos aspectes fonamentals. En primer lloc, millorar el benestar o *welfare* dels animals de la indústria. En segon lloc, maximitzar l'aprofitament de l'oxigen i el del diòxid de carboni produïts per la pròpia biomassa reduint així la necessitat d'aportar ambdues substàncies de forma artificial, així com els costos que això implica.

Els objectius específics del treball, que permetran millorar la comprensió del cicle d'ambdós gasos en instal·lacions IMTA son els següents.

1. Determinació de la taxa de consum d'oxigen i de la taxa de producció de diòxid de carboni en funció de l'estat metabòlic dels peixos.
2. Estudiar els intercanvis de diòxid de carboni i d'oxigen als tancs de producció d'algues.

Per afrontar els segon objectiu plantejat, s'han definit dos subobjectius centrats en l'estudi dels diferents fenòmens que influeixen sobre l'intercanvi de gasos en tancs d'algues.

- Influència règim d'aeració dels tancs de producció d'algues en l'intercanvi de gasos

- Balanç de les entrades i les sortides d'oxigen i diòxid de carboni a un tanc de producció algues.

2. Materials i mètodes

Seguint els objectius d'aquest treball, es van proposar un conjunt de mètodes experimentals per estudiar els fenòmens vinculats a l'oxigen i al diòxid de carboni que tenen lloc a una instal·lació IMTA. Es van dissenyar un total de quatre experiments cada un centrat en estudiar un aspecte concret d'aquestes dues espècies químiques.

Per abordar el primer objectiu, enfocat a les taxes de consum d'oxigen i de producció de diòxid de carboni als tancs de peixos, es va dur a terme un experiment que permetés mesurar l'evolució de la concentració d'ambdós gasos al llarg del temps. Tanmateix, es va estudiar com afecta l'estat metabòlic dels peixos a les seves velocitats de consum i producció de cada espècie química.

Quant al segon l'objectiu, referent a l'estudi dels intercanvis de gasos als tancs d'algues, es van dur a terme tres experiments que permetessin quantificar totes les entrades i sortides d'oxigen i diòxid de carboni d'un tanc d'algues. El primer es va centrar en la mesura de la influència del règim d'aeració del tanc en l'intercanvi de gasos que es produeix entre l'aigua i les bombolles del sistema d'aeració. Per poder complementar l'estudi anterior, va ser necessari fer un altre experiment que permetés determinar les dimensions de les bombolles d'aire i el seu temps de residència al tanc. Finalment, es va dur a terme un tercer experiment per determinar la concentració de les dues espècies a l'aigua d'entrada i de sortida d'un tanc d'algues.

En conjunt, els tres experiments anteriors van permetre fer un balanç de les entrades i sortides d'oxigen i de diòxid de carboni d'un tanc d'algues.

Tots els experiments d'aquest treball es van dur a terme al laboratori de LS 103 del grup de recerca AQUAL (Aqüicultura i Qualitat dels Productes Aquàtics) a l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona.

2.1. Descripció de la instal·lació IMTA del laboratori de producció de peixos del grup de recerca AQUAL

El laboratori LS103 de l'escola Superior d'Agricultura de Barcelona compta amb una piscifactoria experimental de sistema IMTA. Una instal·lació a nivell de laboratori que està dissenyada per poder dur-hi a terme experiments vinculats a l'aqüicultura.

Aquesta instal·lació està dissenyada seguint l'esquema següent.

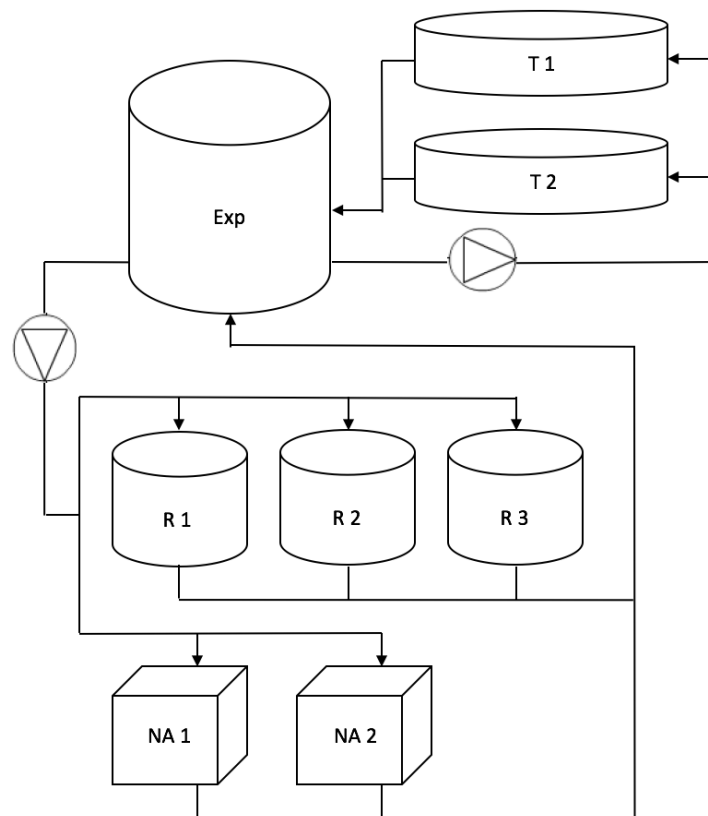


Figura 2. Esquema de la piscifactoria IMTA del laboratori LS103. Tancs de classe R i NA són tancs de producció d'algues; tancs de classe T són tancs de producció de peixos; Tanc Exp (Expansió) conté el biofiltre bacterià

La Figura 2 mostra que la instal·lació compta amb diverses classes de tanc i dues bombes que impulsen l'aigua d'uns a altres de forma continuada. Els tancs estan agrupats en categories segons el tipus de biomassa que contenen. Al tractar-se d'espècies totalment diferents, fa que les condicions i característiques de cada tanc siguin diferents.

- Tancs R: són un conjunt de tres tancs que contenen alga de l'espècie d'*Ulva ohnoi*. Són alimentats amb aigua provinent dels tanc d'expansió i tenen una forma cilíndrica vertical amb la part inferior corbada. Cada un compta amb un focus LED d'il·luminació controlat per un temporitzador que permet determinar el fotoperíode desitjat (la quantitat d'hores de llum i hores de foscor a les que es sotmeten les algues del tanc); aquest sol ser de 12 hores de llum i 12 hores de foscor. L'aigua d'entrada provinent del tanc d'expansió (Exp) és impulsada per una bomba peristàltica i entra al tanc per una vàlvula de llavi. Per mantenir el nivell d'aigua constant, disposa d'un conjunt de forats a una certa alçada del tanc que permeten la sortida de l'aigua però no la de l'alga. Aquesta sortida condueix l'aigua fins un colze que limita l'alçada d'aigua que pot tenir el tanc. Tal i com es veu a la Figura 2, l'aigua sortint dels tancs R és conduïda altre cop cap al tanc d'expansió (Exp). Tots tres tancs compten amb una entrada d'aire a la part inferior del tanc a la qual es poden annexar diferents difusors per generar

bombolles d'un diàmetre més petit o més gran. Aquest sistema d'aeració funciona les vint-i-quatre hores del dia aportant un cabal d'aire constant al tanc, el qual es regula amb un cabalímetre.

- Tanc NA: es tracten de dos tancs de forma semicilíndrica horitzontal que també contenen algues d'espècie *Ulva ohnoi*. Les seves característiques són semblants a les dels tancs R. També compten amb tres focus de tipus LED, un sistema d'aeració a la part inferior del tanc i un flux d'aigua d'entrada provinent del tanc d'expansió. L'aigua de sortida d'aquests tancs també és conduïda cap al tanc d'expansió de nou.
- Tancs T: ambdós tancs són els que contenen els peixos de la instal·lació, amb una biomassa total de 8,7 kg el T1 i 8,4 kg el T2. Compten amb un sistema d'aeració de 300 L h⁻¹ i una renovació d'aigua d'aproximadament 400 L h⁻¹. Tal i com passa amb els tancs d'algues, l'aigua que reben els tancs T prové del tanc d'expansió, on retorna el seu propi efluent. Els peixos que hi viuen són alimentats dos dies per setmana, els dilluns i els dijous, amb 50 grams de pinso d'aqüicultura industrial a cada tanc. La concentració d'oxigen dissolt en aquests tancs ha de ser sempre superior als 2 mg O₂ L⁻¹ per assegurar el *welfare* dels peixos.
- Exp: el tanc Exp o tanc d'expansió és l'espai on es troba el biofiltre bacterià de la instal·lació. La seva tasca és nitrificar el nitrogen amoniacal, procedent dels tancs de peixos, a nitrat.

Al llarg de la fase experimental del treball, tots els experiments s'han dut a terme als tancs R (d'algues), als tancs T (de peixos) i al tanc d'expansió. A la Taula 3 es recullen les principals característiques dels tipus de tancs on s'han dut a terme mesures.

Taula 3. Característiques de les tres classes de tancs de la instal·lació usats a la fase experimental

Classe de tanc	Quantitat	Forma	Volum (dm ³)	Tipus de biomassa	Diàmetre (m)
R	3	Cilíndrica vertical	90,0	<i>Ulva ohnoi</i>	0,64
T	2	Cilíndrica vertical	188,6	<i>Solea selegalensis</i>	0,98
Exp	1	Cilíndrica vertical	316,9	-	0,95

2.2. Estimació del consum d'oxigen i de la producció de diòxid de carboni als tancs de peixos

Per abordar el primer objectiu d'aquest treball, centrat en mesurar les taxes de consum i producció d'O₂ i de CO₂ per part dels peixos, es va plantejar un experiment per mesurar les concentracions d'oxigen dissolt i de diòxid de carboni dissolt a l'aigua al llarg del temps. El primer d'aquests dos valors és anomenat a la bibliografia com a DO (*dissolved oxygen*) mentre que el segon es coneix com a DCO₂ (*dissolved carbon dioxide*). Ambdós representen la concentració a l'aigua de l'espècie corresponent amb unitats de "mg L⁻¹". Conèixer la concentració de cada gas a diferents punts del temps va permetre determinar les taxes de consum o producció de cada espècie química.

Aquest experiment es va dur a terme al tanc de peixos T2 (veure Figura 2), en el que hi havia set individus de llenguado (*Solea senegalensis*) amb una biomassa conjunta de 8,4 kg.

L'experiment va consistir en un conjunt de repeticions d'un mateix procediment experimental que es va dur a terme al tanc T2. Aquests procediments constaven d'un període de 50 minuts durant els quals s'aturava el sistema d'aeració i l'entrada d'aigua de renovació. Al llarg d'aquest període, amb una freqüència de 10 minuts es mesurava el valor de DO i de DCO₂.

La concentració d'oxigen dissolt es mesurava amb un oxímetre portàtil (model Handy Polaris, de la marca Oxyguard).

La concentració de diòxid de carboni no es podia mesurar de forma directe ja que no es disposava d'una sonda adequada. El paràmetre es determinava de forma indirecte seguint el mètode descrit a l'apartat 2.2.2. (Dickson & Goyet 1994), a través de mesurar el valor del pH i de l'alcalinitat de l'aigua cada 10 minuts. El primer es mesurava amb un pH-metre (model GLP 21, de la marca Cryson) mentre que el segon paràmetre es determinava a partir d'una valoració amb àcid diluït d'una mostra d'aigua del tanc. Aquestes mostres només es recollien a l'inici, als 10, al 30 i als 50 minuts d'experiment ja que el seu valor era molt constant; el seu valor als 20 i als 40 minuts es podia considerar la mitjana dels valors anterior i posterior.

A la Taula 4 es mostra a quin punt de temps es prenia cada mesura.

Taula 4. Organització de les mesures i les preses de mostres al llarg de l'experiment de mesura del consum d'O₂ i la producció de CO₂

Temps de l'experiment	Mesura de DO (mg L ⁻¹)	Mesura de pH	Presa de mostra d'alcalinitat
0 min	Si	Si	Si
10 min	Si	Si	Si
20 min	Si	Si	No
30 min	Si	Si	Si
40 min	Si	Si	No
50 min	Si	Si	Si

A partir de les mesures de DO i DCO₂ fetes a l'experiment es va determinar la taxa de consum d'oxigen i la taxa de producció de diòxid de carboni per part dels peixos, seguint els càlculs exposats als apartats 2.2.1. i 2.2.2. El primer d'aquests paràmetres es va anomenar TCDO (taxa de consum de *dissolved oxygen*), el qual té unitats de " mol O₂ L⁻¹ h⁻¹ kg⁻¹ ". El segon es va anomenar TPDCO₂ (taxa de producció de *dissolved carbon dioxide*) amb unitats de " mol CO₂ L⁻¹ h⁻¹ kg⁻¹ ". Ambdós paràmetres s'entenen com la derivada de la concentració del gas en qüestió respecte la derivada del temps pel volum i la biomassa de peixos del tanc.

$$\frac{dDO}{dt} = TCDO \quad (6)$$

$$\frac{dDCO_2}{dt} = TPCO_2 \quad (7)$$

Tant la TCDO com la TPDCO₂ son paràmetres que venen marcats per l'activitat metabòlica de l'organisme, la qual es pot veure accelerada per algun estímul com pot ser l'estrès o l'activitat física. Això pot augmentar el consum d'oxigen i la producció de diòxid de carboni. Ser alimentat, és un altre procés que comporta un augment de l'activitat metabòlica dels peixos i que per tant, pot influir en el valor de TCDO i TPDCO₂.

Per poder avaluar la incidència de l'estat metabòlic dels peixos sobre aquests paràmetres, es va dur a terme l'assaig descrit anteriorment a diferents espais de temps després d'aportar 50 gram de pinso d'aqüicultura industrial al tanc. Aquest paràmetre va ser anomenat com "Temps des d'Última Alimentació" (TUA).

La TCDO i la TPDCO₂ es van mesurar en un total de vuit valors de TUA diferents (veure Taula 5).

Taula 5. Nombre de repeticions per cada valor de Temps des d'Última Alimentació (TUA) estudiat

Prova	TUA (h)	Nombre de repeticions
1	0	4
2	1	1
3	1,5	1
4	2	1
5	3	1
6	3,5	1
7	4	1
8	5	1

Les proves fetes per valors de TUA iguals a zero van permetre determinar els valors de TCDO i TPDCO₂ abans d'estimular el metabolisme del peix al alimentar-lo. La resta de proves van permetre observar quins canvis es produïen en aquests paràmetres al llarg del temps, en haver alimentat els peixos. D'aquesta manera, es va poder fer l'estimació de la producció de diòxid de carboni i del consum d'oxigen plantejades al primer objectiu d'aquest treball.

2.2.1. Càlcul de la taxa de consum de *dissolved oxygen* (TCDO)

A partir de les mesures puntuals de DO, es van fer uns gràfics on es mostrava l'evolució d'aquest paràmetre al llarg del temps. A partir dels valors de DO mesurats a l'inici i al final del període avaluat es va determinar el valor de TCDO (mg O₂ L⁻¹ h⁻¹ kg BM⁻¹).

$$TCDO = \frac{(DO_i - DO_f) \text{ mg L}^{-1}}{50 \text{ min}} \cdot \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}} \cdot \frac{1}{8,4 \text{ kg Bm}} \cdot \frac{1 \text{ mol O}_2}{32 \cdot 10^3 \text{ mg O}_2} \quad (8)$$

A partir de les mesures realitzades a cada repetició d'aquest experiments es va poder avaluar aquesta taxa sota diferents estats metabòlics dels peixos.

2.2.2. Determinació de DCO₂

Tal i com s'explica a l'apartat 2.2, al laboratori no es disposa d'un sonda de diòxid de carboni adequada per fer les mesures requerides per aquest treball. Per aquest motiu, la concentració de diòxid de carboni dissolt a l'aigua, o DCO₂, es va fer mitjançant el mètode numèric descrit a Dickson & Goyet 1994. Segons aquesta font, per determinar la concentració de CO₂ d'una mostra d'aigua de mar, cal conèixer el valor de com a mínim dos dels quatre següents paràmetres: concentració de carboni total (C_T), alcalinitat de l'aigua (A_T), fugacitat del diòxid de carboni (*f* (CO₂)) i concentració de protons lliures de l'aigua ([H⁺]).

En el cas del nostre treball es va estudiar la concentració de protons a partir de les mesures de pH fetes tal i com es detalla a l'apartat 2.2, i l'alcalinitat de les mostres d'aigua es va determinar seguint el protocol i els càlculs descrits a l'apartat 2.2.2.1.

Al 2.2.2.2 s'expliquen els càlculs de Dickson & Goyet 1994 seguits per determinar la concentració de diòxid de carboni. El càlcul de TPDCO_2 és molt semblant al de TCDO i es detalla a l'apartat 2.2.2.3.

2.2.2.1. *Determinació de l'alcalinitat de les mostres d'aigua del tanc*

Per determinar l'alcalinitat (A_T) de les mostres d'aigua preses, es va usar un mètode que s'ajustés a la mesura d'aquest paràmetre en aigua marina. En aquest tipus de medi, es considera que l'alcalinitat correspon a la suma de les concentracions dels ions carbonat i bicarbonat ja que a l'aigua de mar, les concentracions de les altres espècies vinculades a l'alcalinitat es consideren negligibles, com per exemple algunes formes iòniques de bor (Dickson & Goyet 1994).

$$A_T = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] \quad (9)$$

El protocol seguit per determinar aquest paràmetre va ser una valoració de les mostres d'aigua amb àcid clorhídric diluït (HCl 0,02 M). Es van valorar tres repeticions de cada mostra per assegurar la veracitat dels resultats. El valor de l'alcalinitat es dona en unitats de CaCO_3 en mg L^{-1} . El volum d'àcid consumit a la valoració usat per als càlculs va ser la mitjana aritmètica de la quantitat consumida a les tres repeticions de cada mostra valorada. A continuació es detalla el protocol seguit a les valoracions (Rodier 1981).

Materials i mètodes

- 20 ml de mostra d'aigua marina.
- HCl 0,02 M estandarditzat.
- Indicador de pH (Ataronjat de metil).
- Bureta de 10 ml amb precisió de 0,05 ml.
- Erlenmeyer de 200 ml.
- Pipeta de 20 ml.

Procediment

- Afegir 20 ml de mostra d'aigua marina a un Erlenmeyer.
- Afegir 3 gotes d'indicador a la mostra i agitar.
- Omplir la bureta amb HCl 0,02 M i enrasar a la marca de "0 ml".

- Afegir HCl de la bureta a la mostra fins que s'observa el viratge de color de l'indicador.
- Anotar el volum de HCl (ml) consumit.

Càlculs

Per expressar l'alcalinitat en forma de concentració de CaCO_3 en mg L^{-1} s'usa el següent factor de conversió.

$$[\text{CaCO}_3] = \frac{V \text{ ml HCl}}{0,02 \text{ l mostra}} \cdot \frac{0,02 \cdot f \text{ mol HCl}}{1000 \text{ ml HCl}} \cdot \frac{1 \text{ mol CaCO}_3}{2 \text{ mol HCl}} \quad (10)$$

$$\cdot \frac{100,0089 \text{ g CaCO}_3}{1 \text{ mol CaCO}_3} \cdot \frac{1000 \text{ mg CaCO}_3}{1 \text{ g CaCO}_3}$$

Observacions

El paràmetre “f” correspon amb el factor de correcció que s'aplica a la concentració de l'àcid usat en la valoració en cas de que la concentració d'aquest no sigui totalment exacte. Aquest paràmetre es determina fent un procés de factorització on es realitza una valoració de l'àcid amb una base de la mateixa concentració. En aquest cas es va usar hidròxid de sodi 0,02 M i fenolftaleïna com a indicador de pH.

Quant a l'ús de l'indicador de pH, l'ataronjat de metil, es considerava que el viratge de l'indicador es produïa quan hi havia un canvi de color de groc daurat a color salmó. En cas de que la mostra prengués color coure significava que el viratge ja s'havia produït i la valoració s'havia de descartar ja que s'havia passat per alt el viratge.

2.2.2.2. Càlcul de taxa de producció de *dissolved carbon dioxide* (TPDCO₂)

En aquest cas, els paràmetres coneguts van ser l'alcalinitat i la concentració de protons lliures. Coneixent aquests valors, l'equació que calia usar era la següent.

$$[\text{CO}_2] = \frac{A_T \cdot [\text{H}^+]^2}{K_1 \cdot ([\text{H}^+] + 2 \cdot K_2)} \quad (11)$$

Cada un dels coeficients que hi consten corresponen als paràmetres descrits a continuació.

- $[\text{CO}_2]$: concentració de diòxid de carboni dissolt a l'aigua (DCO_2) en unitats “ $\text{mg CO}_2 \text{ L}^{-1}$ ”.

- $[H^+]$: concentració de protons lliures dissolts a l'aigua; determinada a partir del pH.
- K_1 : constant d'equilibri vinculada a la presència de l'ió bicarbonat, una forma iònica de l'àcid carbònic.

$$K_1 = \frac{[H^+] \cdot [HCO_3^-]}{[CO_2]} \quad (12)$$

El seu valor pot ser determinat amb la següent expressió, on T correspon al valor de la temperatura i S al de la salinitat de l'aigua tenen unitats de graus Kelvin i ppb respectivament.

$$\ln\left(\frac{K_1}{k^o}\right) = \frac{-2307,1266}{T} + 2,83655 - 1,5529413 \cdot \ln(T) + \left(\frac{-4,0484}{T} - 0,20760841\right) \cdot S^{1/2} + 0,08468345 \cdot S - 0,00654208 \cdot S^{3/2} + \ln(1 - 0,001005 \cdot S) \quad (13)$$

El factor " k^o " és un coeficient amb valor de " $1 \text{ mol kg sol}^{-1}$ " i el terme " $\ln(1 - 0,001005 \cdot S)$ " permet fer un canvi d'unitats de K_1 de $\text{mol kg H}_2\text{O}^{-1}$ a mol/kg sol .

- K_2 : constant d'equilibri vinculada a la presència de l'ió carbonat, una forma iònica de l'àcid carbònic.

$$K_2 = \frac{[H^+] \cdot [CO_3^{2-}]}{[CO_2]} \quad (14)$$

De la mateixa manera que amb K_1 , K_2 es pot determinar amb una equació, i la temperatura i salinitat de l'aigua en unitats de graus Kelvin i PPB respectivament.

$$\ln\left(\frac{K_2}{k^o}\right) = \frac{-3351,6106}{T} - 9,226508 - 0,2005743 \cdot \ln(T) + \left(\frac{-23,9722}{T} - 0,106901773\right) \cdot S^{1/2} + 0,1130822 \cdot S - 0,00846934 \cdot S^{3/2} + \ln(1 - 0,001005 \cdot S) \quad (15)$$

Els factors " k^o " i " $\ln(1 - 0,001005 \cdot S)$ " son idèntics als de l'equació de de K_1 .

2.2.2.3. Càlcul de $TPDCO_2$

Seguint el mateix procediment que per a l'evolució de DO, es van avaluar els canvis de DCO_2 mitjanant una gràfica per a cada estat metabòlic. Tanmateix, es va calcular el valor de $TPDCO_2$ ($mg\ CO_2\ L^{-1}\ h^{-1}\ kg\ BM^{-1}$) mitjançant la següent equació.

$$TPDCO_2 = \frac{(DCO_{2f} - DCO_{2i})\ mg\ L^{-1}}{50\ min} \cdot \frac{60\ min}{1\ h} \cdot \frac{1}{8,4\ kg\ BM} \cdot \frac{1\ mol\ CO_2}{44 \cdot 10^3\ mg\ CO_2} \quad (16)$$

2.3. Intercanvis d'oxigen i diòxid de carboni als tancs de producció d'algues

El segon objectiu del treball pretén quantificar els intercanvis d'oxigen i diòxid de carboni que es produeixen entre l'aigua dels tancs de producció d'algues i l'atmosfera. Per poder afrontar-lo va ser necessari determinar quins són els fenòmens que afecten a aquestes espècies químiques i definir un conjunt d'experiments per poder estudiar-los. A partir d'aquests fenòmens es van definir dos sub-objectius centrats en avaluar els intercanvis d'oxigen i diòxid de carboni.

El primer va consistir en estudiar la influència del règim d'aeració en l'intercanvi de gasos per striping. Mentre que el segon van constar en dur a terme un balanç de les dues espècies d'un tanc de cultiu d'algues.

En total es van dissenyar un conjunt de 3 experiments que permetessin estudiar cadascun d'aquests fenòmens per satisfer l'objectiu de quantificar els intercanvis de gasos que es produeixen als tancs d'algues. Tots els experiments van tenir lloc als tancs de tipus R.

2.3.1. Influència del règim d'aeració d'un tanc d'algues en l'intercanvi de gasos

Tal i com es planteja a l'apartat anterior, per poder estudiar el segon objectiu d'aquest treball cal determinar quina és la influència del règim d'aeració al que es sotmet un tanc d'algues sobre l'intercanvi de gasos que s'hi produeix.

S'entén com a règim d'aeració la combinació de dos factors, el primer és el cabal d'aeració, és a dir, el volum d'aire que es fa passar a través del tanc per unitat de temps. Aquest paràmetre és regulat mitjançant un cabalímetre que regula l'entrada d'aire a cada tanc. El segon factor és la mida de la bombolla, la qual es pot veure influïda per aquest cabal i per l'ús de difusors que regulen les dimensions de les bombolles.

Al llarg d'aquest treball s'han usat dues classes de bombolles. Unes eren conegudes com bombolles grosses, que es generaven a partir del propi orifici de sortida del tub amb el que es feia arribar l'aire al tanc, el qual tenia un diàmetre de 4 mm. Les altres eren els bombolles petites, que es generaven a partir d'annexar un difusor de material porós l'orifici del tub d'aeració.

El gradient de concentracions d'oxigen i diòxid de carboni que existeix entre l'aigua dels tancs d'algues i l'aire de les bombolles causa necessàriament un intercanvi de gasos entre els dos medis per un procés de striping.

A fi d'estudiar aquest fenomen pel cas concret del DO, es va dissenyar un experiment que seguia el protocol descrit a continuació.

- Buidatge de tota la biomassa d'algues del tanc d'un tanc R.
- Aturada del cabal d'aeració.
- Substitució de la font d'aire per una d'oxigen pur.
- Aeració amb oxigen pur fins que l'aigua assoleixi una sobresaturació d'aproximadament el 150% (Aquest procés es combina amb agitació mecànica per augmentar el temps de residència de la bombolla a l'aigua i així incrementar la transferència de gas a l'aigua).
- Aturada de l'aeració d'O₂ i reconexió del cabal d'aeració amb el règim corresponent.
- Mesura de la concentració de DO i del percentatge de saturació amb una freqüència de 3 minuts fins arribar a un estat d'equilibri de concentració.

Al llarg de tot l'experiment, el valor d'oxigen dissolt va ser mesurat amb un oxímetre manual (Handy Polaris, de la marca Oxyguard), el qual proveïa totes les lectures d'O₂.

Aquest protocol es va dur a terme sota sis règims d'aeració diferents que combinaven tres cabals diferents dues mides de bombolles diferents (veure Taula 6). Per cada cas es van dur a terme dues repeticions de l'experiment.

Taula 6. Característiques dels 6 règims d'aeració: mida de les bombolles i cabal d'aeració

Règim d'aeració	Mida de la bombolla	Q aeració (L h ⁻¹)
1	Petita	200
2	Gran	200
3	Petita	400
4	Gran	400
5	Petita	600
6	Gran	600

Per poder determinar en quins casos el procés d'eliminació de DO tenia una eficiència més elevada, es va recórrer al càlcul del coeficient K_La (s^{-1}). Un valor àmpliament usat en l'estudi de processos de striping que permet avaluar l'eficàcia d'intercanvi de gasos d'un procés de striping. Com més gran és el valor de K_La obtingut, més alta és la transferència de gas que té lloc entre els dos medis. Aquest terme és el producte de dos altres coeficients implicats en el procés de transferència de massa.

$$K_La = h_m \cdot A_b \quad (17)$$

- h_m ($m \cdot s^{-1}$) correspon al coeficient de transferència de massa entre els dos medis.
- A_b (m^{-1}): representa el valor de la fracció entre l'àrea de contacte de les bombolles amb l'aigua (A_{Total}) i el volum total del tanc (V_{Total}).

$$A_b = \frac{A_{Total}}{V_{Tanc}} \quad (18)$$

Per calcular aquest valor a partir de les dades experimentals, es van seguir les equacions diferencials de càlcul d'intercanvi màssic entre medi líquid i gasós.

$$\frac{dDO}{dt} = k_La \cdot (DO_{sat} - DO) \quad (19)$$

Integrant l'equació 19 i prenent el valor de K_La com una constant, s'obté la fórmula següent.

$$\int_{DO_i}^{DO_{sat}} \frac{dDO}{DO - DO_{sat}} = \int_0^t K_La \cdot dt \quad (20)$$

$$\ln\left(\frac{DO_t - DO_{sat}}{DO_i - DO_{sat}}\right) = -K_La \cdot t \quad (21)$$

Seguint la equació 21, es pot estimar el valor de K_La graficant els valors de la part logarítmica de l'equació en font del temps tal i com es mostra a la Figura 3. El pendent de la recta obtinguda coincideix amb el valor de K_La d'aquell règim d'aeració.

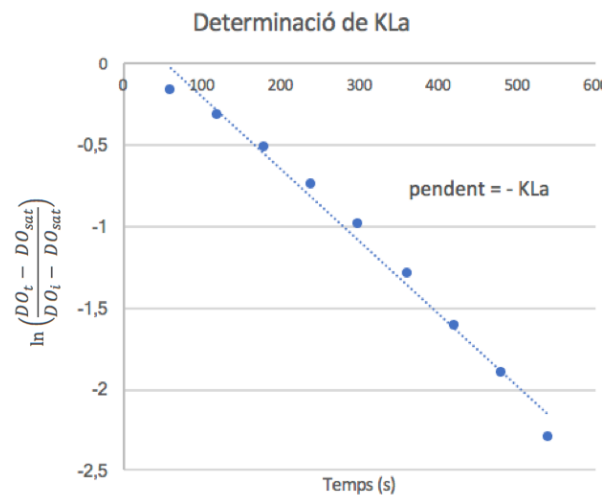


Figura 3. Exemple de la gràfica de resultats per determinar K_La

Calculant un valor de K_La per cada un dels sis règims d'aeració avaluats, es va poder comparar com variava l'eficiència d'un procés de stripping al alterar el tipus d'aeració que rep el tanc. D'aquesta manera, es va poder determinar quin tipus era millor per l'aprofitament de l'oxigen i el diòxid de carboni generats a la pròpia instal·lació. Per tant, aquest experiment contribueix a l'estudi de les qüestions plantejades al segon objectiu del treball.

2.3.1.1. Moviment i característiques de les bombolles

Per poder interpretar els resultats obtinguts pels valors de K_La , va ser necessari poder determinar les principals característiques de les bombolles generades pel sistema d'aeració. Aquests paràmetres són la superfície i el temps de residència de la bombolla al tanc (TRB), que correspon al temps que tarda una bombolla en travessar el tanc de forma vertical, des de l'orifici d'entrada de bombolles fins a la superfície. Ambdós condicionen la quantitat de gas que es pot intercanviar entre els dos medis i, per tant, poden ajudar a explicar els valors de K_La obtinguts per cada règim d'aeració.

2.3.1.2. Determinació dels paràmetres característics de les bombolles

Els dos paràmetres d'interès de les bombolles, la superfície i TRB, van ser determinats per les bombolles de cada un dels sis règims d'aeració avaluat als apartats anteriors (veure Taula 6).

L'experiment dissenyat va consistir en l'enregistrament de vídeos de 60 frames per segon i fotografies subaquàtiques del flux de bombolles en un tanc de tipus R sense algues. Les gravacions eren d'un total d'un minut al llarg del qual s'enregistrava el flux de bombolles a tres alçades diferents del tanc: a la zona inferior (on es troba l'orifici de sortida de bombolles), a la zona central (a mitja alçada) i a la zona superior del tanc (on les bombolles surten a l'atmosfera). La Figura 4 mostra el sistema ideat per dur a terme les filmacions.

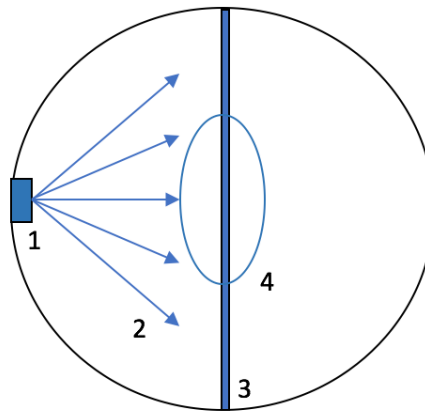


Figura 4. Esquema del muntatge d'enregistrament de vídeos de les bombolles

La numeració de la Figura 4 correspon als següents elements.

1. Punt on es va situar la càmera submergible (model SJ5000X , marca SJCAM).
2. Perspectiva de les gravacions fetes.
3. Cinta mètrica graduada.
4. Zona d'ascensió de les bombolles.

Per tal de poder determinar els dos paràmetres d'interès, es van realitzar diferents anàlisis d'imatge mitjançant el programa informàtic Image J, un software informàtic de lliure accés que permet el tractament i anàlisi d'imatges molt versàtil mitjançant diversos complements.

La presència d'una cinta mètrica al mateix pla que la columna de bombolles va ser necessària ja que calia un element que es pogués usar com a escala per determinar tant el valor del diàmetre com el de l'àrea. El programa Image J du a terme les seves mesures en píxels i, per tant, és necessari un valor de referència per poder transformar la mesura a una unitat de longitud.

a) Determinació de la superfície de les bombolles

La determinació del diàmetre mitjà de les bombolles es va fer a partir de les fotografies subaquàtiques descrites anteriorment i mitjançant l'eina "Particle analysis" del programa Image J. Aquesta eina permet determinar diferents valors geomètrics de les partícules (bombolles en aquest cas) de la imatge tractada amb el programa. En aquest cas, el paràmetre avaluat va ser el de l'àrea de la partícula, a partir de la qual es va determinar el diàmetre de les bombolles amb l'equació de l'àrea de la circumferència.

A partir del diàmetre obtingut per les partícules analitzades, es va calcular la superfície de cada bombolla així com el seu volum. Per fer-ho es va assumir que totes eren esferes perfectes. Aquesta simplificació es va fer ja que les bombolles es van observar en un tanc en règim laminar. Tampoc es van considerar fenòmens d'agregació ni subdivisió de bombolles ja que l'experiment es va dur a terme en un medi d'aigua de mar i en cap cas es van assolir velocitats superiors als 35 cm s^{-1} .

A fi de trobar diferències significatives entre els resultats obtinguts, es va dur a terme un anàlisi de variància basat en un Test de Tuckey amb un nivell de significació del 95%. L'anàlisi es va fer mitjançant el programari estadístic Minitab 18.

El detall del procediment d'anàlisi d'imatge dut a terme per determinar l'àrea de les bombolles està detallat a l'Annex A.

b) Determinació dels temps de residència de les bombolles al tanc

El valor de TRB va ser calculat tal i com s'indica a l'equació 22. Es va considerar que la profunditat del tanc (h_{tanc}) era de 0,28 metres.

$$TRB (s) = \frac{h_{\text{tanc}}}{Vel} \quad (22)$$

Prèviament al càlcul de TRB, va ser necessari determinar la velocitat d'ascensió de les bombolles a través del tanc. Aquest valor es va calcular mitjançant un mètode d'anàlisi d'imatge molt semblant al de l'apartat anterior, detallat a l'Annex B. No obstant, les imatges i els valors extrets en aquest cas no van ser els mateixos.

En aquest cas es van usar les gravacions de 60 fps dels quals se'n va extreure seqüències de quatre frames consecutius. Al llarg de la seqüència es va fer el seguiment d'una mateixa bombolla i es va aplicar un anàlisi d'imatge basat en la funció "Particle analysis" on únicament hi hagués la bombolla en qüestió. A través de Image J es van extreure les coordenades del centroid de la bombolla a cada un dels frames a fi de determinar els píxels recorreguts entre frame i frame. Els càlculs realitzats per determinar aquesta velocitat són els següents.

$$Distància (píxels) = \sqrt{(X_2 - X_1)^2 + (Y_2 - Y_1)^2} \quad (23)$$

$$Vel (m s^{-1}) = \frac{\Delta X}{\Delta t} = \frac{Distància (píxels)}{\frac{1}{60} \text{ seg}} \cdot \frac{X \text{ mm}}{1 \text{ píxel}} \cdot \frac{1 \text{ m}}{1000 \text{ mm}} \quad (24)$$

A fi de determinar que la velocitat fos constant al llarg de tot el tanc independentment del règim d'aeració, es va mesurar la velocitat de un total de 15

bombolles a tres alçades diferents del tanc. Cinc d'elles a la zona inferior, cinc a la central i cinc més a la part més superficial del tanc. Comparant els resultats obtinguts es va poder estudiar si existien diferències significatives entre les velocitats mesurades.

Els resultats anteriors es van comparar mitjançant el mateix anàlisi estadístic que el descrit a l'apartat anterior.

A l'Annex C s'inclouen fotografies subaquàtiques de les bombolles analitzades abans i després de ser tractades amb el programari Image J.

2.3.2. Balanç d'oxigen i diòxid de carboni d'un tanc d'algues

El segon dels sub-objectius vinculats a estudiar els intercanvis de gasos als tancs de producció d'algues, plantejava dur a terme un balanç complet de les entrades i les sortides d'oxigen i de diòxid de carboni d'un tanc d'algues. Per abordar aquest balanç es van concebre dues equacions diferencials que representessin l'evolució de la derivada de cada espècie química respecte la derivada del temps; la qual representava l'evolució temporal de cada gas.

$$V \cdot \frac{dDO}{dt} = Q \cdot DO_{in} - Q \cdot DO_{out} + V \cdot \dot{m}_{DO fs} - V \cdot \dot{m}_{DO strip} \quad (25)$$

$$V \cdot \frac{dDCO_2}{dt} = Q \cdot DCO_{2 in} - Q \cdot DCO_{2 out} - V \cdot \dot{m}_{DCO_2 fs} + V \cdot \dot{m}_{DCO_2 strip} \quad (26)$$

A les dues equacions, podem observar els paràmetres DO_{in} , DO_{out} , $DCO_{2 in}$ i $DCO_{2 out}$. Aquests representen la concentració de cada gas a l'aigua d'entrada i de sortida del tanc R. Al subapartat "a" es detalla l'experiment que es va dur a terme per determinar aquests valors.

D'altra banda, els coeficients DO_{strip} i $DCO_{2 strip}$ corresponen a la pèrdua d' O_2 o guany de CO_2 de cada gas que té lloc per striping entre l'aigua i l'aire de les bombolles. Aquests es van calcular tal i com es descriu a el subapartat "b".

També hi consten els coeficients que representen l'oxigen produït i el diòxid de carboni consumit a causa de la fotosíntesi que duen a terme les algues. El subapartat "c" mostra els càlculs amb els que es van determinar els seus valors.

Els paràmetres Q i V corresponen al cabal de renovació d'aigua ($L h^{-3}$) i el volum (L) del tanc respectivament .

a) Evolució de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni d'entrada i de sortida

Per determinar els valors de DO_{in} , DO_{out} , DCO_{2in} i DCO_{2out} es va dur a terme amb l'experiment descrit a continuació.

Al llarg de tres hores i 20 minuts, es van mesurar aquests quatre paràmetres amb una freqüència de 5 minuts. El període comprenia el final del període de fosc del fotoperíode, l'encesa dels focus d'il·luminació (moment en el que s'inicia la fotosíntesi), i l'arribada de DO i DCO_2 a un estat estacionari a dins del tanc. Per poder veure les diferències entre els valors de l'estat estacionari obtinguts en funció de la mida de les bombolles, es va iniciar l'experiment amb bombolles de mida gran i, un cop es va assolir un estat estacionari per aquest règim d'aeració, es va canviar el règim a bombolles de mida petita. Al llarg de tot l'experiment el cabal d'aeració va ser de 300 L h^{-1} .

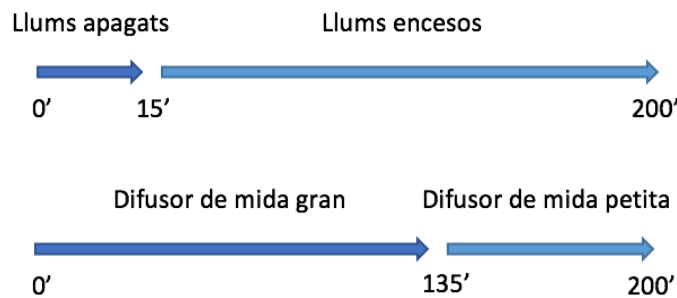


Figura 5. Canvis de condicions d'il·luminació i de règim d'aeració

Les tècniques usades per mesurar els valors de DO i DCO_2 són les mateixes que es troben descrites a l'apartat 2.2.

A la Figura 6, es pot observar el recorregut que du a terme l'aigua en aquest tram de la instal·lació. L'input d'aigua que rep el tanc R prové directament del tanc d'expansió; per aquest motiu es pot considerar que l'aigua d'entrada té exactament les mateixes propietats que l'aigua del tanc d'expansió. És en aquest punt on es mesurava DO_{in} i DCO_{2in} . D'altra banda, les característiques de l'aigua de sortida (DO_{out} i DCO_{2out}) es van considerar iguals a les que té l'aigua que es troba dins del tanc R. Aquest es manté en un règim de mescla completa i per tant es pot assumir que els valors de DO i DCO_2 són homogenis a tot el tanc.

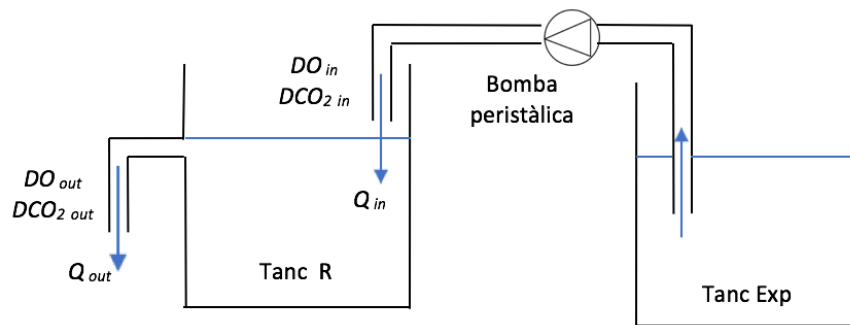


Figura 6. Diagrama d'entrades i de sortides d'aigua d'un tanc R

També es va mesurar el cabal d'entrada del tanc, el qual és exactament igual al de sortida. La mesura es va fer determinant el volum d'aigua aportat per la bomba peristàtica al llarg de 15 segons i aplicant el factor de conversió següent.

$$Q \text{ (l h}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Vol ml H}_2\text{O}}{15 \text{ s}} \cdot \frac{1 \text{ L}}{10^3 \text{ ml}} \cdot \frac{3600 \text{ s}}{1 \text{ h}} \quad (27)$$

En total es va fer aquesta mesura 5 vegades a llarg de l'experiment per assegurar que el cabal fos constant.

b) Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni per striping

Els coeficients $\dot{m}_{strip DO}$ i $\dot{m}_{strip DCO_2}$ corresponen al flux màssic de gas intercanviat entre l'aigua i les bombolles del sistema d'aireació, en unitats de $\text{mg L}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Els seus valors es van determinar a partir de les equacions del flux màssic mostrades a continuació.

$$\dot{m}_{strip DO} = K_L a \cdot (DO_{out} - DO_{sat}) \quad (28)$$

$$\dot{m}_{strip DCO_2} = K_L a \cdot (DCO_{2 out} - DCO_{2 sat}) \quad (29)$$

$K_L a$ correspon al coeficient d'intercanvi màssic calculat a través del segon experiment; mentre que DX_{out} i DX_{sat} són la concentració de gas a l'aigua del tanc en un instant i la concentració de saturació d'aquest gas, respectivament.

c) Producció d'oxigen i consum de diòxid de carboni per fotosíntesi

Els paràmetres $\dot{m}_{DO fs}$ i $\dot{m}_{DCO_2 fs}$ representen el consum i producció d' O_2 i CO_2 per unitat de temps a causa de la fotosíntesi de les algues. Les seves unitats són de $\text{mg L}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Per determinar el seu valor es va considerar que el tanc es trobava en condicions estacionaries, és a dir, que la concentració de cada gas era constant al llarg del temps

mentre es mantingués la il·luminació dels tanc d'algues. D'aquesta manera es pot fer la següent assumpció.

$$V \cdot \frac{dDO}{dt} = Q \cdot DO_{in} - Q \cdot DO_{out} + V \cdot \dot{m}_{DO\ fs} - V \cdot \dot{m}_{DO\ strip} = 0 \quad (30)$$

$$V \cdot \frac{dDCO_2}{dt} = Q \cdot DCO_{2\ in} - Q \cdot DCO_{2\ out} - V \cdot \dot{m}_{DCO_2\ fs} + V \cdot \dot{m}_{DCO_2\ strip} = 0 \quad (31)$$

Per tant, ambdós valors es poden calcular a partir de conèixer la resta de coeficients tal i com es mostra a les equacions 32 i 33.

$$V \cdot \dot{m}_{DO\ fs} = Q \cdot DO_{out} + V \cdot \dot{m}_{DO\ strip} - Q \cdot DO_{in} \quad (32)$$

$$V \cdot \dot{m}_{DCO_2\ fs} = Q \cdot DCO_{2\ in} + V \cdot \dot{m}_{DCO_2\ strip} - Q \cdot DCO_{2\ out} \quad (33)$$

3. Resultats i discussió

3.1. Estimació del consum d'oxigen i la producció de diòxid de carboni als tancs de peixos

3.1.1. Evolució de les concentracions d'oxigen i de diòxid de carboni

Per avaluar la taxa de consum d'oxigen (TCDO) i la taxa de producció de diòxid de carboni (TPDCO₂) es va mesurar l'evolució de la concentració de cada espècie al llarg de períodes de 50 minuts als tancs de peixos. Durant aquests es tallaven les entrades d'aireació i d'aigua de renovació.

Tal i com es pot veure a la Figura 7, DO experimentava una baixada de $2,00 \text{ E-}04 \text{ mol L}^{-1}$ a $1,50 \text{ E-}04 \text{ mol L}^{-1}$, que equival a una baixada del 25% de l'oxigen inicial; mentre que DCO₂ augmentava de $4,10 \text{ E-}04$ a $7,60 \text{ E-}04 \text{ mol L}^{-1}$. Aquesta evolució es devia a la pròpia respiració dels peixos, que consumien l'oxigen del medi i alliberaven diòxid de carboni. A l'haver aturar el flux d'aigua de renovació, tot el CO₂ produït s'acumulava a l'aigua del tanc i l'O₂ eliminat no podia ser reemplaçat per l'oxigen dissolt a l'aigua d'entrada, provinent dels tanc d'algues.

A la Figura 7 també es pot observar que el valor absolut del pendent de la recta de DO, que és de $1,122 \text{ E-}06$, és superior a el pendent de DCO₂, $7,713 \text{ E-}07$. Aquesta diferència mostra que la velocitat a la que l'oxigen era consumit i el diòxid de carboni era produït no eren proporcionals. Tenint en compte que en un procés de respiració es genera un mol de CO₂ per cada mol d'O₂ consumit, aquesta situació no encaixa amb l'escenari esperable.

D'altra banda, degut al ascens de DCO₂, es produïen canvis a l'equilibri de les formes de carboni inorgànic dissolt, que es traduïen en una acidificació de l'aigua, i per tant, en una baixada del pH.

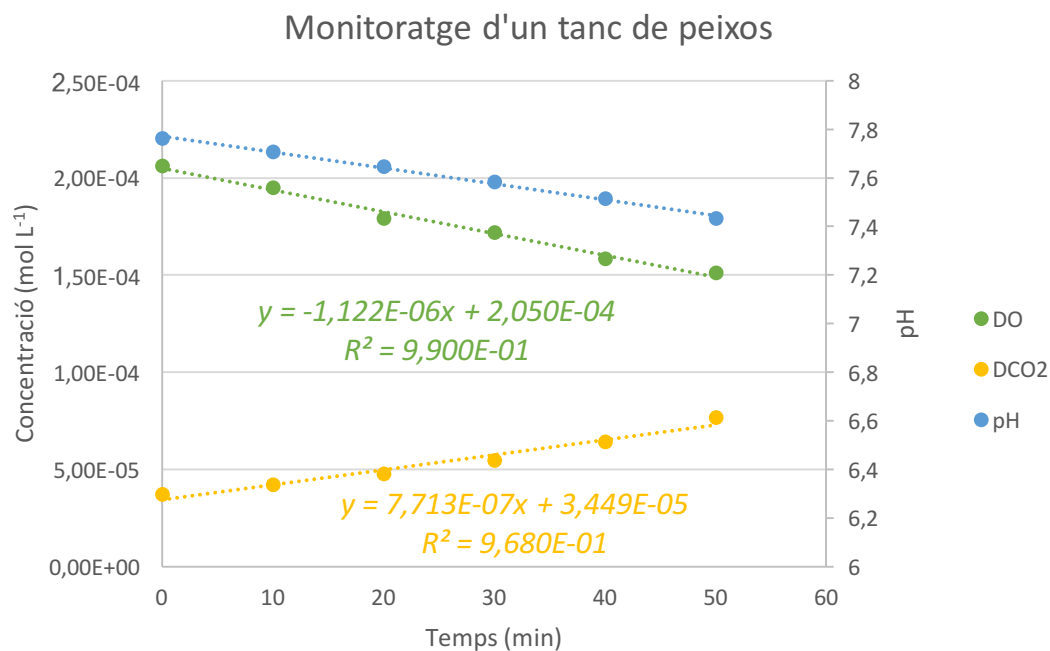


Figura 7. Evolució dels paràmetres DO, DCO₂ i pH a un tanc de peixos al llarg de l'experiment

3.1.2. Valors de la taxa de consum de *dissolved oxygen* (TCDO) i de la taxa de producció de *dissolved carbon dioxide* (TPDCO₂)

Seguint els càlculs descrits als apartats 2.2.1 i 2.2.2 es van determinar les valors de les taxes de consum i producció d'oxigen i de diòxid de carboni respectivament.

A la Taula 7 es mostren els valors mitjans de TCDO i TPDCO₂ obtinguts a les quatre repeticions fetes abans d'alimentar els peixos del tanc, és a dir, quan el valor de TUA era de zero hores. A la Figura 8 es pot observar que la quantitat d'oxigen consumit per hora i quilogram de biomassa és molt més elevada que no pas la quantitat de diòxid de carboni produït. També es mostra que la desviació estàndard de cada taxa és molt petita; això permet concloure que, mentre l'estat metabòlic del peixos no es veu accelerat per un estímul com pot ser l'alimentació, les seves taxes de respiració es mantenen molt constants.

Taula 7. Valors mitjans i desviació estàndard dels valors de la taxa de consum de *dissolved oxygen* (TCDO) i de la taxa de producció de *dissolved carbon dioxide* (TPDCO₂) per valors de TUA = 0 h

Paràmetre	Valor mitjà (mol L ⁻¹ h ⁻¹ kg ⁻¹)	Desviació estàndard
TCDO	6,131E-06	6,873E-08
TPDCO ₂	4,146E-06	5,488E-08

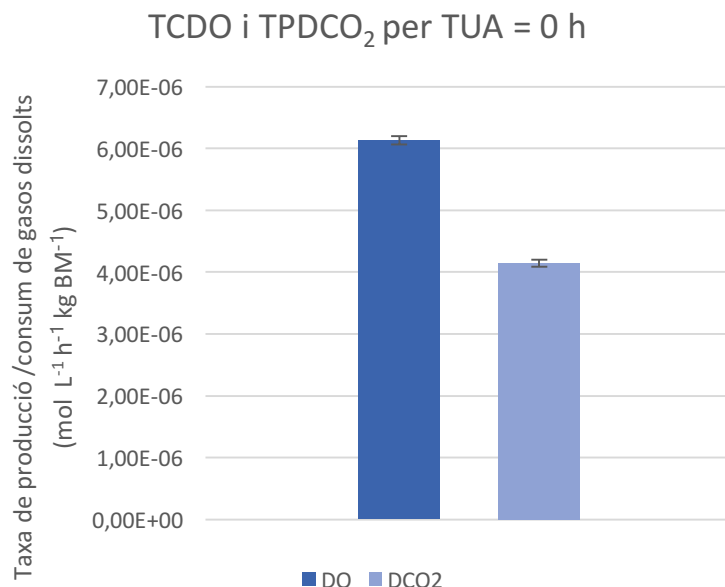


Figura 8. Gràfic de la mitjana de TCDO i TPDCO₂ quan TUA = 0 amb barres d'error que mostren la desviació estàndard

La Figura 9 mostra els valors TCDO i TPDCO₂ que es van obtenir per a les repeticions de l'experiment fetes per a diferents valors de TUA. Aquesta demostra que, després d'alimentar els peixos, es produïa un considerable ascens de les dues taxes de respiració durant un període d'aproximadament quatre hores. Un cop passat aquest període, els valors tornaven als d'abans d'alimentar els peixos. Aquest fet, permet afirmar que efectivament, el fet d'alimentar els peixos d'una instal·lació aquícola causa un augment de la seva activitat metabòlica que es tradueix en un increment en els consum d'oxigen i en la producció de diòxid de carboni.

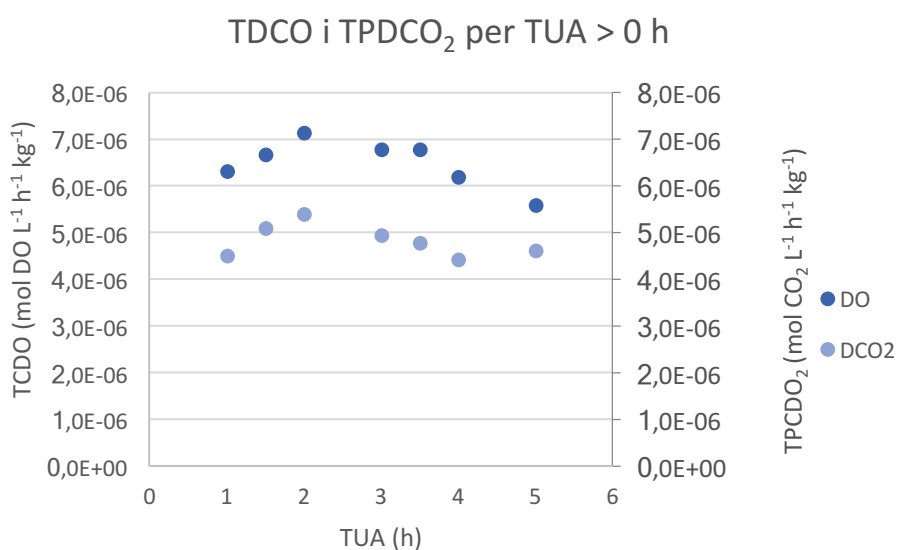


Figura 9. Velocitat de consum d'O₂ i de producció de CO₂ als tancs de peixos a diferents valors de TUA

A la Taula 8 es mostren els valors de TCDO i TPDCO₂ obtinguts a les proves fetes abans d'alimentar els peixos (quan TUA = 0 h) i quan s'ha donat el valor de màxima producció o consum després d'alimentar, que correspon a les taxes que es van registrar per TUA = 2h. També hi consta quin és el percentatge de l'augment en aquest paràmetre.

Taula 8. Valors de TCDO i TPDCO₂ abans d'alimentar els peixos i al pic de màxim consum o producció

Paràmetre	Valor mitjà a TUA = 0 h (mol L ⁻¹ h ⁻¹ kg ⁻¹)	Valor màxim (mol L ⁻¹ h ⁻¹ kg ⁻¹)	Increment de la taxa (%)
TCDO	6,131E-06	7,143E-06	14,2
TPDCO ₂	4,146E-06	5,392E-06	23,1

Autors com (Alsop & Wood 1997), que també han estudiat els canvis en la velocitat de consum d'oxigen durant els períodes posteriors a l'alimentació, han observat evolucions similars. Concretament, (Salas-Leiton et al. 2008) va estudiar aquest paràmetres de consum per juvenils de *S. Senegalesis* en funció de l'activitat metabòlica causada per l'alimentació. En el seu cas va determinar una augment del consum d'oxigen del 15% mentre que en aquest treball s'ha observat un increment del 14,2% per aquest paràmetre. Aquesta coincidència fonamenta els resultats obtinguts en aquest dia.

Tal i com s'ha destacat anteriorment, la Figura 7 mostra un desajust entre la quantitat d'oxigen consumit i el diòxid de carboni generat al tanc, una situació que es repeteix a la Figura 8 i la a Figura 9. Aquesta situació es pot deure al fet que l'aigua marina té una concentració de saturació per al CO₂, de només 1 mg CO₂ L⁻¹ (a 20º i 35 ppb de salinitat). Tenint en compte que al llarg dels diferents experiment s'assoleixen valors de fins a 6 mg CO₂ L⁻¹, l'aigua del medi es trobava en una clara situació de sobresaturació. Conseqüentment, es pot esperar que existeixi un importat fenomen de striping que doni lloc a una pèrdua de CO₂ des del tanc d'aigua cap a l'atmosfera, on la concentració d'aquesta espècie és d'aproximadament 0,75 mg CO₂ per litre d'aire.

Aquest fet demostra que els valors de les taxes de consum i producció de cada gas tal i com s'han mesurat, es veuen influïts per un fenomen de striping. Això fa que les variacions de concentració mesurades no es deguin únicament a la respiració dels peixos; si no que, especialment en el cas del diòxid de carboni, el striping també juga un paper important en els valors obtingut.

Es pot concloure que els valors de les taxes mesurades corresponen a les taxes aparents de consum d'oxigen i de producció de diòxid de carboni, ja que els seus valors també consideren part dels intercanvis de gasos produïts per striping entre l'aigua i l'atmosfera.

3.2. Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni als tancs de producció d'algues

3.2.1. Influència del règim d'aeració d'un tanc d'algues en l'intercanvi de gasos

Per l'avaluació de l'eficiència del striping de diferents règims d'aeració es va calcular el valor de $K_L a$ per cada cas a partir de les equacions exposades l'apartat 2.3.1.

La Figura 10 representa el tipus d'evolució que va seguir el valor de DO quan es va avaluar l'eficiència de striping per al règim d'aeració 2, el qual correspon a bombolles de mida petita i un cabal d'aeració de 400 L h^{-1} . En aquest es pot observar que es partia d'un valor de DO corresponent a una sobresaturació d'aproximadament el 150% i, al llarg d'un període de 43 minuts, es produïa una baixada de la concentració d'oxigen. Aquesta baixada tendia asimptòticament a un valor de DO corresponent a una saturació del 100%, és a dir, a un estat d'equilibri de concertacions d'oxigen entre l'aigua i l'aire.

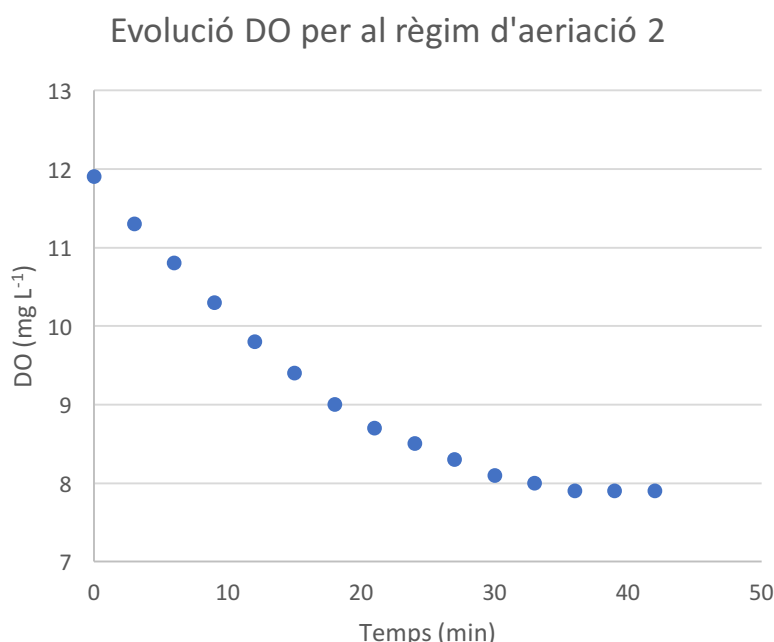
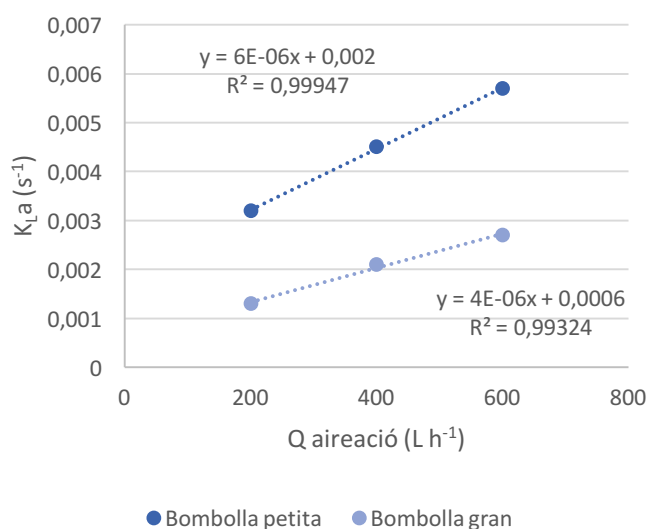


Figura 10. Evolució de DO al llarg d'un experiment amb el règim d'aeració 2

Per a tots els règims d'aeració es van obtenir corbes de forma similar a l'anterior. No obstant, en funció del règim d'aeració, el temps que es tardava en passar d'una sobresaturació del 150% a un estat d'equilibri de DO variava de forma important; per tant ho feia també el valor de $K_L a$ obtingut. A la Taula 9 es recullen els valors de d'aquesta variable i del coeficient d'intercanvi màssic, calculat a partir dels valors de $K_L a$ i A_b tal i com es mostra a l'equació 16.

Taula 9. Valors de K_{La} i h_m obtinguts per als diferents règims d'aeració avaluats per a DO

Règim d'aeració	Mida de la bombolla	Q aeració (l h ⁻¹)	K_{La} (s ⁻¹)	h_m (m s ⁻¹)
1	Petita	200	3,200E-03	9,342E-04
2	Petita	400	4,500E-03	8,220E-04
3	Petita	600	5,700E-03	6,615E-04
4	Gran	200	1,300E-03	5,218E-03
5	Gran	400	2,100E-03	5,932E-03
6	Gran	600	2,700E-03	6,555E-03

Valors de K_{La} vs cabal d'aeracióFigura 11. Evolució del paràmetre K_{La} en funció del cabal d'aeració

Tal i com es mostra a la Figura 11, existeix una clara tendència a augmentar el valor de K_{La} a mesura que ho fa el cabal d'aeració. Així mateix, també s'observen clares diferències entre els règims d'aeració, les bombolles de diàmetres més petits permeten aconseguir un intercanvi molt més important que no pas les que tenen un diàmetre més grans. Aquesta situació es deu al fet que amb bombolles més petites, incrementa la superfície de contacte entre els dos medis i per tant la quantitat d'oxigen que es transmet.

També cal destacar que per a les bombolles de diàmetre més petit, el creixement del valor de K_{La} en funció del cabal d'aeració és significativament més gran que per a les bombolles més grosses; tal i com mostren els pendents de les rectes de regressió obtingudes. És a dir, la transferència d'oxigen entre l'aigua i l'aire augmenta més ràpidament al incrementar el cabal d'aeració en el cas de les bombolles petites que no pas en el cas de les grans.

Tant la tendència que segueixen els valors de DO al llarg de l'experiment com l'evolució dels valors de $K_L a$ observats coincideixen amb les resultats obtinguts per (Barrut et al. 2012 i Loyless & Malone 1998). Els seus experiments, estan basats en avaluar el striping d'oxigen i diòxid de carboni en una columna d'intercanvi de gasos, un component tecnològic usat a l'aqüicultura per generar intercanvi de gasos. Els seus resultats també mostren valors de $K_L a$ superiors per a les bombolles de diàmetre petit; així com un augment més elevat dels valors d'aquest paràmetre en augmentar el cabal d'aeració per a les proves fetes amb bombolles més petites.

3.2.1.1. *Determinació de la mida i el temps de residència de les bombolles*

a) Valors de la superfície de les bombolles

Seguint el mètode i càlculs descrits a l'apartat 2.3.1.1 i usant el protocol d'anàlisi d'imatge descrit a l'annex A, es va determinar les dimensions de les bombolles sota diferents règims d'aeració. La Taula 10 mostra els resultats obtinguts per aquests paràmetres. S'hi pot veure que, hi ha diferències molt significatives entre les bombolles de mida petita respecte les bombolles de gran.

Taula 10. Valors característics de les bombolles obtinguts mitjançant un anàlisi d'imatge i desviació estàndard del valor mitjà del diàmetre de cada règim d'aeració

Règim d'aeració	Q aeració (L h⁻¹)	Mida de la bombolla	Diàmetre (cm)	Desv St del diàmetre	Àrea (cm²)	Volum (cm³)
1	200	Petita	0,187	0,005	0,135	4,650E-03
2	400	Petita	0,234	0,011	0,208	6,699E-03
3	600	Petita	0,223	0,006	0,185	5,772E-03
4	200	Gran	2,571	0,177	20,871	8,902
5	400	Gran	2,927	0,162	26,991	13,125
6	600	Gran	3,204	0,214	32,389	17,218

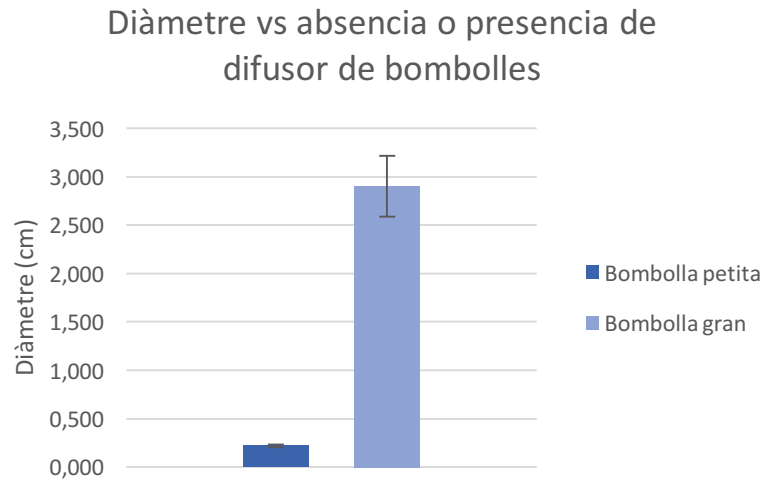


Figura 12. Valor mitjà del diàmetre de la bombolla en funció de la mida de la bombolla

La Figura 12 mostra la gran diferència entre els diàmetres de les bombolles que generen amb presència o absència de difusor porós de bombolla petita. Això posa de manifest que aquest element és clau per determinar el diàmetre de la bombolla d'aeració.

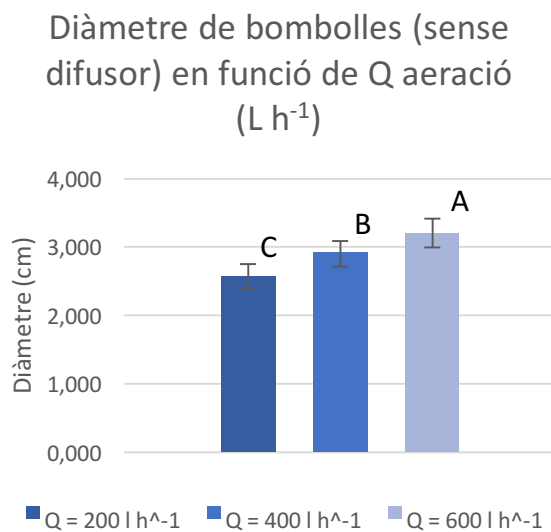


Figura 14. Diàmetre de les bombolles de mida gran (sense difusor) en funció del cabal d'aeració ($L h^{-1}$)

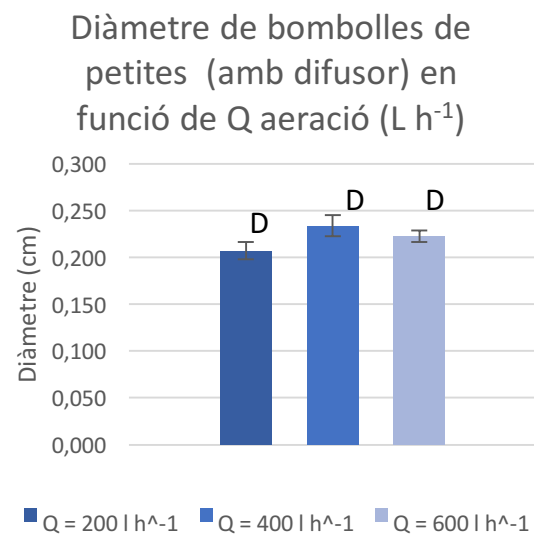


Figura 13. Diàmetre de les bombolles de mida petita (amb difusor) en funció del cabal d'aeració ($L h^{-1}$)

A la Figura 13 i la Figura 14 es mostren dues tendències clarament diferenciades. Per una banda, les bombolles de mida grossa presenten una clara tendència a incrementar el seu diàmetre a mesura que ho fa el cabal amb el que l'aire és aportat al tanc. D'altra banda, les bombolles de mida petita tenen uns diàmetres molt més semblants independentment del cabal amb el que són generades.

Duent a terme un anàlisi de la variància de les dades anteriors, concretament un test de Tuckey, es pot constatar que per a les bombolles de diàmetre petit, el cabal d'aeració no suposa una font de variació significativa, mentre que per a les de diàmetre gran, sí que suposa un factor altament influent. La Taula 11, mostra els resultats obtingut amb aquest anàlisi estadístic.

Taula 11. Resultat del test de Tuckey de les dades de diàmetre de bombolla en funció del règim d'aeració amb nivell de significació del 95%

Factor	Media	Agrupación
Bombolla gran Q 600	3,2037	A
Bombolla gran Q 400	2,9266	B
Bombolla gran Q 200	2,5074	C
Bombolla petita Q 600	0,23388	D
Bombolla petita Q 400	0,22256	D
Bombolla petita Q 200	0,20706	D

b) Valors del temps de residència de les bombolles al tanc

Per estudiar el valor del TRB es van seguir els passos descrits a l'apartat 2.3.1.2 a partir dels valors obtinguts del protocol d'anàlisi d'imatge de l'annex B.

La Taula 12 mostra el resultat de TRB i de velocitat d'ascensió de la bombolla obtinguts per cada uns dels sis règims d'aeració avaluats.

Taula 12. Valors de la velocitat i el TRB de les bombolles segons el règim d'aeració

Règim d'aeració	Q aeració (L h ⁻¹)	Mida de la bombolla	Velocitat (m s ⁻¹)	TRB (s)
1	200	Petita	0,098	2,855
2	400	Petita	0,097	2,901
3	600	Petita	0,094	2,975
4	200	Gran	0,167	1,729
5	400	Gran	0,197	1,420
6	600	Gran	0,237	1,187

Per determinar el valor de TRB es va assumir que la velocitat d'ascensió de les bombolles era constant. Els valors de les quinze bombolles mesurades per cada règim d'aeració repartides en tres alçades diferents del tanc, es van comparar mitjançant un test ANOVA. Aquest va donar un resultat que demostrava que no hi havia diferències significatives entre les velocitats de les bombolles d'un mateix règim d'aeració en funció de l'alçada del tanc a la que es trobaven. És a dir, que per un règim d'aeració determinat, es pot considerar que totes les seves bombolles es desplacen a la mateixa velocitat.

Altrament, la Figura 15 mostra que la velocitat d'ascensió observada per cada règim d'aeració segueix una tendència diferent en funció de la mida de bombolla que s'utilitza. Per les bombolles de mida petita, el cabal d'aeració no resulta influent i sempre mantenen una velocitat constata. No obstant, pel cas de les bombolles de mida gran la tendència es ben diferent; aquestes augmenten de forma molt significativa la velocitat a la que es desplacen a l'augmentar el cabal amb el que l'aire és introduït al tanc.

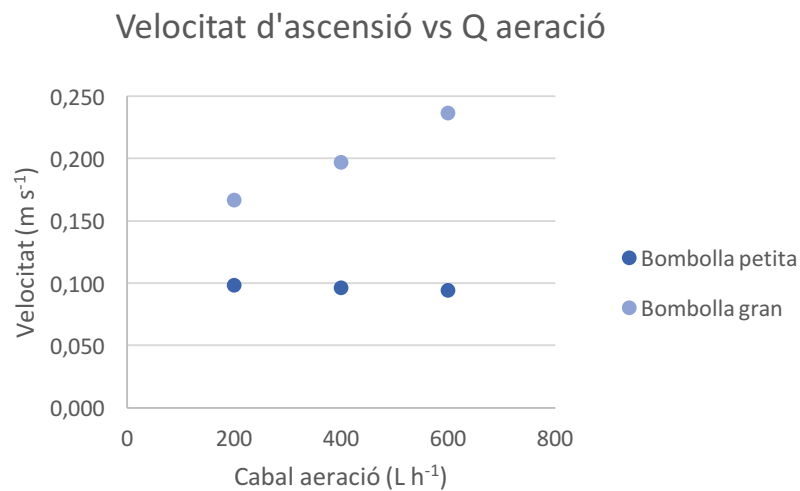


Figura 15. Velocitat d'ascensió de les bombolles per diferents cabals d'aeració en funció de la mida de la bombolla

La Figura 16 mostra que també existeix una relació entre el volum de la bombolla i la velocitat a la que es desplaça. Per una banda, s'observa que per als tres casos en que el volum és més baix, que corresponen a les bombolles petites, les valors de velocitat son pràcticament iguals. D'altra banda, els tres volums més grans, corresponents a les bombolles més grans, mostren una clara tendència a augmentar la velocitat a mesura que ho fa el seu volum. Aquest fet es deu al fet de que a l'augmentar el volum de les bombolles, també augmenta la força d'empenyiment amb que son impulsades cap a la superfície; per tant, incrementa la velocitat a la que es desplacen.

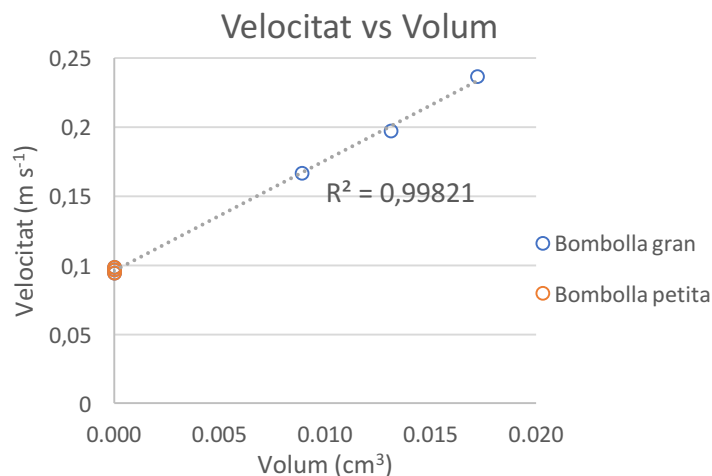


Figura 16. Relació entre el volum i la velocitat d'ascensió de les bombolles

Tal i com mostra l'equació 22, el valor del TRB que s'obté per cada règim d'aeració és inversament proporcional a la velocitat d'ascensió obtinguda per aquell cas. Tal i com mostren els valors de la Taula 12, els casos en que el desplaçament de les bombolles és més lent, que corresponen a les bombolles més petites, s'obtenen valors de TRB més elevats. Mentre que les bombolles grosses ascendeixen més ràpidament i per tant passen menys temps a l'interior del tanc.

Per tal de comparar tots els resultats de TRB, també es va fer un test de Tuckey comparant els resultats de les sis règims d'aeració avaluats. El resultat del test reafirma que no existeixen diferències significatives quan les bombolles son de diàmetre petit però si que son diferents quan son de mida gran.

Taula 13. Resultat del test de Tuckey de les dades de TRB en funció del règim d'aeració amb nivell de significació del 95%

Factor	Media	Agrupación
Bombolla petita Q 600	2,975	A
Bombolla petita Q 400	2,901	A
Bombolla petita Q 200	2,855	A
Bombolla gran Q 200	1,729	B
Bombolla gran Q 400	1,420	C
Bombolla gran Q 600	1,187	D

Globalment, es pot concloure que segons siguin petites o grans, les bombolles es veuran influïdes o no per cabal d'aeració amb el que son generades. Per al cas de les de mida petita, tant el valor del volum, el de la velocitat d'ascensió i el del TRB no presentaran diferències significatives independentment del cabal amb que siguin generades. No obstant, pel cas de les de diàmetre gran si que s'observen clares diferències entre aquests paràmetres al variar el cabal d'aeració.

3.2.1.2. Relació entre les característiques de les bombolles i l'eficiència de striping

Els resultats de $K_L a$ obtinguts a l'apartat 3.2.1 poden ser explicats a partir dels valors característics de les bombolles obtinguts a l'apartat anterior.

Pel cas de les bombolles petites, els valors de $K_L a$ incrementen ràpidament en augmentar el cabal d'aeració. No obstant, pujar aquesta entrada d'aire no altera la velocitat d'ascensió i la mida de les bombolles d'aquest tipus. Per tant, a l'augmentar el cabal i mantenir-se tant la velocitat com el volum fa que, necessàriament, incrementi el nombre de bombolles que tenim en un moment determinat al tanc. Conseqüentment, es produeix una creixuda de la superfície de contacte entre el medi gasós de les bombolles i l'aigua del tanc. Això augmenta l'intercanvi d'oxigen que es produeix entre els dos medis.

Per la seva banda, les bombolles de diàmetre més gran experimenten un creixement del valor de $K_L a$ menys important. El motiu que ho pot explicar és que en aquest cas, a l'augmentar el cabal d'aeració si que es produeix un increment tant en el volum com en la velocitat d'ascensió de les bombolles. El primer augmenta la superfície de contacte entre els medis però el segon disminueix el temps de residència de les bombolles a l'interior del tanc. En conjunt, això fa que un mateix increment del cabal d'aeració suposi un augment més limitat en la superfície de contacte que en el cas de les bombolles petites.

La superfície de bombolles que tenim a l'interior d'un tanc és un moment determinat es pot calcular a partir dels següents factors de conversió.

$$Q_{\text{aeració}} \frac{L}{h} \cdot \frac{1 h}{3600 s} \cdot \frac{TRB s}{Vol \text{ bombolla } L} = \text{Nombre de bombolles} \quad (34)$$

$$\begin{aligned} & \text{Nombre de bombolles en un instant} \cdot \text{Àrea bombolla (m}^2\text{)} \\ & = \text{Àrea contacte aire - aigua (m}^2\text{)} \end{aligned} \quad (35)$$

La Figura 17 exemplifica aquesta situació. S'hi pot apreciar com l'àrea de contacte que existeix entre els dos medis creix de forma molt més elevada en el cas de les bombolles petites que no pas amb les grans. A partir del dependent de cada recta, es pot determinar quina és la relació entre l'augment de superfície de contacte per cada mida de bombolla.

$$\frac{\text{Pendent Bombolles petites}}{\text{Pendent Bombolles grans}} = \frac{1,168 E^{-3}}{3,662 E^{-5}} = 31,903 \quad (36)$$

Aquest resultat mostra que en augmentar el cabal d'aeració, l'àrea de contacte entre medis augmenta molt més ràpidament amb bombolles de mida petita que amb bombolles grans.

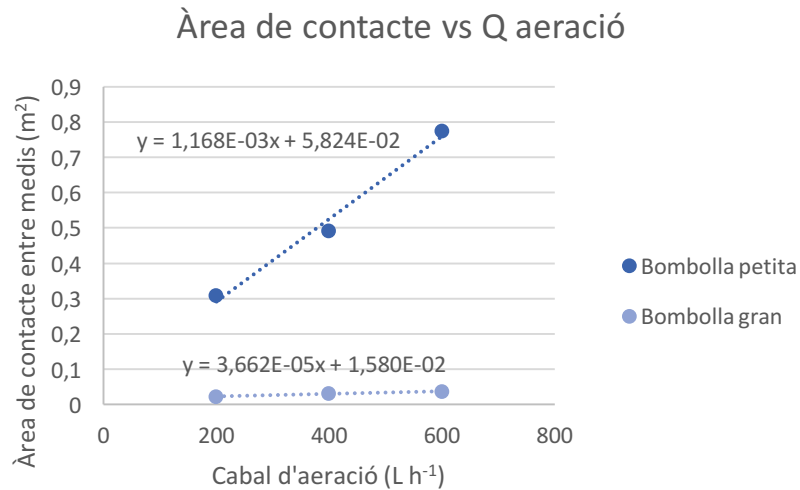


Figura 17. Relació entre l'àrea de contacte entre medis i el cabal d'aeració en funció de la mida de bombolla

3.2.2. Balanç d'oxigen i diòxid de carboni en un tanc d'algues

Tal i com es descriu a l'apartat de materials i mètodes, l'objectiu d'aquest tercer experiment va ser determinar els coeficients necessaris per quantificar els inputs i outputs d'O₂ i CO₂ d'un tanc d'algues i extreure'n un balanç.

3.2.2.1. Monitoratge de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni d'entrada i de sortida

L'evolució dels paràmetres DO_{in}, DO_{out}, DCO_{2 in} i DCO_{2 out} al llarg del període avaluat estan representats a la Figura 18 i la Figura 19. La Figura 5 mostra els canvis de condicions d'il·luminació i aeració que es van dur a terme al llarg de l'experiment.

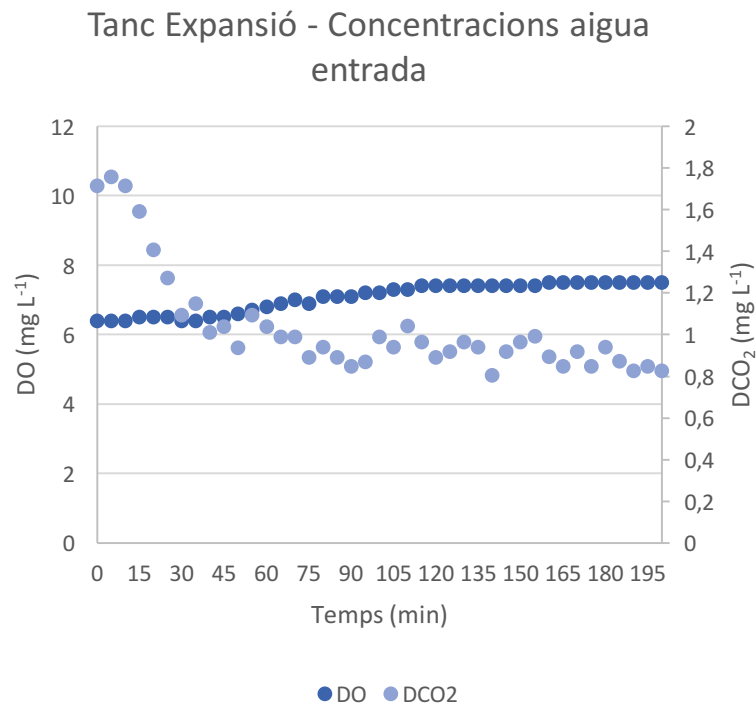


Figura 18. Evolució de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni de l'aigua d'entrada

La Figura 18, la qual representa l'evolució de DO i DCO₂ al llarg del temps a l'aigua del tanc d'expansió (l'aigua d'entrada al tanc R) mostra tendències molt diferenciades per a les dues espècies. Respecte l'oxigen, es pot observar que al llarg dels primers 15 minuts, coincidint amb el final del període de fosc, el DO es va mantenir a un nivell constant. Superada aquesta fase, la concentració d'O₂ va augmentar de forma lenta fins a establitzar-se a un valor proper als 7,5 mg O₂ l⁻¹. Aquesta pujada es deu al fet de que, un cop oberts els llums, les algues dels tancs d'algues comencen a fer la fotosíntesi i, per tant, l'aigua que en surt i que es dirigeix cap al tanc d'expansió cada cop està més carregada d'oxigen. El fet de que el volum del tanc d'expansió sigui molt gran i que el cabal d'entrada proveint dels tancs d'algues sigui petit fa que aquesta evolució sigui lenta.

Respecte el DCO₂, també es parteix d'una situació inicial en la que la concentració es manté constant. Un cop superats els quinze minuts es produeix una marcada baixada del paràmetre que s'estabilitza al voltant dels 0,9 mg CO₂ L⁻¹ tot i no assolir un valor constant com passa amb l'oxigen.

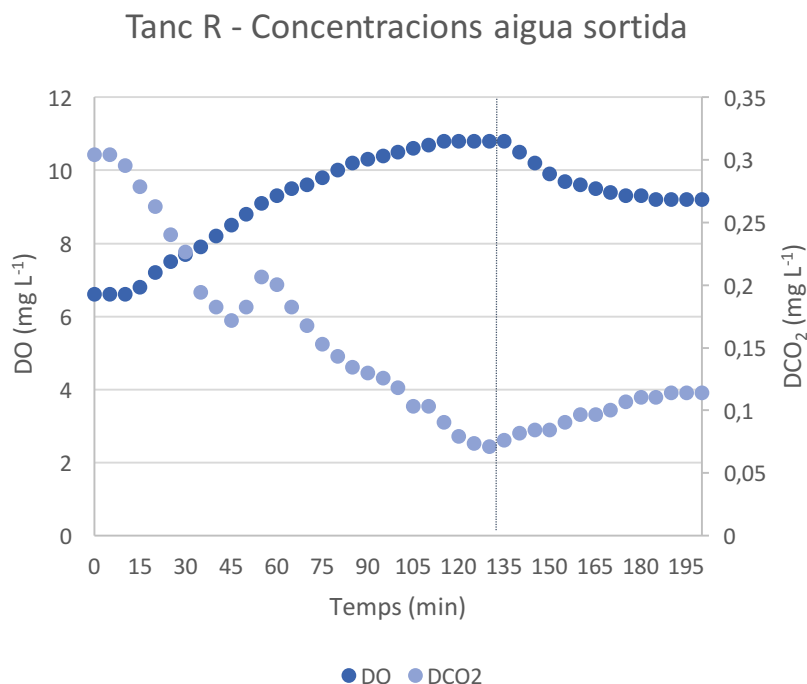


Figura 19. Evolució de les concentracions d'oxigen i diòxid de carboni de l'aigua de sortida

A la Figura 19 es pot veure que DO i DCO₂ de l'aigua de sortida del tanc també segueixen evolucions molt diferents. Inicialment, ambdós paràmetres es mantenen constants ja que, al trobar-se al final de la fase de fosc, ja fa moltes hores que les algues no produeixen O₂ per fotosíntesi ni consumeix CO₂. A partir de l'encesa dels llums, les algues reprenen el procés de fotosíntesi i fan augmentar de forma ràpida DO i, consegüentment, DCO₂ decreix al ser consumit en grans quantitats. Als 135 minuts els valors van arribar a un estat estacionari de concentració de DO proper als 10,8 mg O₂ L⁻¹. No obstant, el diòxid de carboni no sembla que assolís una concentració constant de forma tan clara.

Un cop assolit aquest estat per al DO, es va fer el canvi de règim d'aeració introduint un difusor porós per aconseguir bombolles de mida petita. Aquesta modificació va causar un canvi en l'estat d'equilibri. El DO va baixar des dels 10,8 mg O₂ L⁻¹ als 9,3 mg O₂ L⁻¹ on el paràmetre es va tornar a estabilitzar. Paral·lelament, també es va registrar un augment en la concentració de CO₂ que va assolir un nou estat estacionari al voltant de 0,1 mg CO₂ L⁻¹. Aquest canvi de concentracions va venir causat pel fet que, al canviar el règim d'aeració de bombolla gran a petita, la superfície d'intercanvi entre les bombolles i l'aigua va augmentar. Això va comportar un increment en la quantitat de gas intercanviat entre els dos medis, que en el cas de l'oxigen va significar un increment de pèrdues cap a l'atmosfera, donat que l'aigua es troba a un elevat nivell de sobresaturació d'oxigen. En el cas del diòxid de carboni, va suposar un increment de la seva transferència cap a l'aigua ja que, a causa del consum d'aquesta espècie per part de les algues, la seva concentració a l'aigua és molt menor que a l'aire de les bombolles, on és de 0,75 mg CO₂ L⁻¹.

3.2.2.2. Intercanvi d'oxigen i diòxid de carboni per striping

El flux d'intercanvi dels gasos es va calcular a partir de les equacions 28 i 29, que descriuen el flux màssic per cada espècie química.

Per al cas de DO, el valor de K_La es va determinar segons el valor experimental obtingut a l'experiment 2. A partir de les equacions de la recta obtingues a partir de la Figura 11, es va calcular el valor de K_La per a un cabal d'aeració de 300 L h^{-1} i per a les dues mides de bombolla.

No obstant, al llarg de cap fase experimental no es va poder mesurar la quantitat de striping de diòxid de carboni i, per tant, no es va poder calcular la seva K_La . Per aquest motiu, el valor de K_La associat al striping del CO_2 s'ha determinat de forma aproximada mitjançant dades bibliogràfiques. Autors com Barrut et al. 2012 han determinat de forma experimental que els valors d'aquest paràmetre solen ser quatre cops inferiors al de l'oxigen.

La Taula 14 recull els valors de K_La obtinguts per cada espècie i cada règim d'aeració, així com les concentracions de saturació de cada espècie. Tots són valors necessaris per determinar els coeficients dels balanços de gasos del tanc d'algues.

Taula 14. Valors de K_La per cada règim d'aeració i concentracions de saturació de cada espècie química

Paràmetre	Valor
$K_La \text{ O}_2$ – Bombolla petita (s^{-1})	3,80E-03
$K_La \text{ O}_2$ – Bombolla gran (s^{-1})	1,80E-03
$K_La \text{ CO}_2$ – Bombolla petita (s^{-1})	9,50E-04
$K_La \text{ CO}_2$ – Bombolla gran (s^{-1})	4,50E-04
DO_{sat} (mg L^{-1})	7,67
$\text{DCO}_2_{\text{sat}}$ (mg L^{-1})	1,0

3.2.2.3. Consum d'oxigen i diòxid de carboni per fotosíntesi

Els valors de producció d'oxigen i de consum de diòxid de carboni per fotosíntesi es van determinar a partir de les equacions 32 i 33. Tal i com s'indica, els valors es van calcular assumint que en condicions estacionaries, l'evolució de la derivada de la concentració de cada gas respecte la derivada del temps és zero.

3.2.2.4. Balanços de d'oxigen i diòxid de carboni a un tanc d'algues R

A partir dels resultats obtinguts als tres apartats anteriors es van determinar els coeficients de les equacions del balanç d'oxigen i de diòxid de carboni a un tanc d'algues. Les equacions 37 i 38 mostren de nou aquestes equacions.

$$V \cdot \frac{dDO}{dt} = Q \cdot DO_{in} - Q \cdot DO_{out} + V \cdot \dot{m}_{DO fs} - V \cdot \dot{m}_{DO strip} = 0 \quad (37)$$

$$V \cdot \frac{dDCO_2}{dt} = Q \cdot DCO_{2 in} - Q \cdot DCO_{2 out} - V \cdot \dot{m}_{DCO_2 fs} + V \cdot \dot{m}_{DCO_2 strip} = 0 \quad (38)$$

Els balanços es van fer per dos règims d'aeració diferents, el primer d'ells tenia bombolles de mida petita i el segon en tenia de mida gran; ambdós casos tenien un cabal d'aeració de 300 L h⁻¹. A la Taula 15 es mostren els valors de les balanços de cada gas.

Taula 15. Coeficients dels balanços de DO i DCO₂ obtinguts per cada mida de bombolla avaluada on els coeficients de DX_{in} i DX_{out} representen concentracions en unitats de "mg L⁻¹" i $\dot{m}_{DX fs}$ i $\dot{m}_{DX strip}$ representen fluxos màssics en unitats de "mg L⁻¹ s⁻¹"

Espècie del balanç	Mida de bombolla	Paràmetre			
		DX _{in}	DX _{out}	$\dot{m}_{DX fs}$	$\dot{m}_{DX strip}$
DO	Petita	7,50	9,30	6,535E-03	6,460E-03
	Gran	7,50	10,80	5,897E-03	5,760E-03
DCO ₂	Petita	0,966	0,122	7,991E-04	8,341E-04
	Gran	0,745	0,071	3,901E-04	4,181E-04

Quant als balanços de l'oxigen, es pot observar com els valor de DO_{out} obtinguts per cada un dels dos règim avaluats tenen un valor molt superior a la seva concentració de saturació, 7,67 mg L⁻¹ (veure Taula 14). Aquesta situació de sobresaturació fa que es produeixi un fenomen de striping en el que l'oxigen passa de l'aigua del tanc a l'aire de les bombolles. Per aquest motiu, el coeficient de $\dot{m}_{DO strip}$ dels balanços de DO té símbol negatiu, tal i com es pot veure a l'equació 37.

Entre el cas de bombolla petita i bombolla grossa hi ha una clara diferència respecte la quantitat d'oxigen que es perd per striping. Les més petites, al tenir més superfície de contacte amb l'aigua causen una major pèrdua d'aquest gas. Això fa que, tot i l'augment en la producció d'oxigen per fotosíntesi al usar bombolla petita, la DO_{out} sigui més baixa que en el cas de les bombolles grans. Independentment del règim d'aeració, les taxes de producció d'oxigen per fotosíntesi son una font de DO per al sistema, per aquest motiu té símbol positiu a l'equació 37.

Respecte el CO_2 , al tenir concentracions de sortida molt inferiors a la seva concentració de saturació, que és de 1 mg L^{-1} , i també menors que la concentració que es té a l'aire, de $0,75 \text{ mg CO}_2 \text{ L}^{-1}$; el striping resulta ser una font d'aquesta espècie química. Per aquest motiu $\dot{m}_{\text{DCO}_2 \text{ strip}}$ té símbol positiu.

Tal i com mostra la Taula 15, hi ha grans diferències en el balanç del CO_2 en funció de la mida de les bombolles. Les més petites, amb molta més superfície de contacte amb l'aigua, tenen valors de $\dot{m}_{\text{DCO}_2 \text{ strip}}$ més elevats. Això significa que tenen una taxa de striping de CO_2 superior, i per tant, permeten aconseguir més CO_2 de l'aire de les bombolles que no pas les bombolles més grans. Això incrementa la disponibilitat de carboni inorgànic dissolt a l'aigua per les algues, permetent augmentar la seva activitat fotosintètica i per tant generar més biomassa. Refermant aquesta idea, a la Taula 15 es pot observar que els valors de $\dot{m}_{\text{DCO}_2 \text{ fs}}$, el CO_2 consumit per les algues fent la fotosíntesi, és molt més elevat en un règim de bombolla petita que en un de gran. Conseqüentment, la producció d' O_2 per fotosíntesi, $\dot{m}_{\text{DO fs}}$, també augmenta substancialment.

Els balanços obtinguts corresponen a un cabal d'aeració de 300 L h^{-1} . No obstant, son extrapolables a qualsevol cabal d'entre 200 i 600 L h^{-1} ja que amb les dades recollides a la Figura 11 es pot calcular el valor de $K_L a$ per qualsevol cabal entre aquests valors. Això pot permetre estudiar com evolucionen les taxes de fotosíntesi i striping sota diferents règims d'aeració per a l'oxigen i el diòxid de carboni en una instal·lació d'aqüicultura multitrofica intensiva.

4. Conclusions

El principal objectiu d'aquest treball és entendre quines son les sinèrgies en l'aprofitament de l'O₂ i el CO₂ que s'estableixen entre les espècies d'una instal·lació IMTA. Per fer-ho s'ha estudiat quines son les fonts d'aquests compostos i com son consumits per les espècies cultivades.

Estudiant les taxes de respiració dels peixos, la taxa de consum d'oxigen obtinguda ha estat de 6,131E-06 mol L⁻¹ h⁻¹ kg⁻¹; mentre que la taxa de producció de CO₂ ha estat de 4,146E-06 mol L⁻¹ h⁻¹ kg⁻¹. Els valors corresponen a individus adults de *S. Senegalensis* amb una biomassa d'aproximadament 1200 g. S'ha observat que ambdós valors es veuen incrementats en un 14% i un 23% respectivament, quan el metabolisme dels peixos és accelerat per la ingesta d'aliment. Aquest pic en les taxes de respiració es dona a les dues hores d'haver alimentat els peixos.

Quant a l'intercanvi de gasos per striping entre les bombolles d'aeració i l'aigua del tanc, s'ha constatat que els règims d'aeració amb bombolles petites i cabals d'aire elevats ofereixen les taxes de transferència de massa més elevades. Un règim amb bombolla petita i Q aeració = 600 L h⁻¹ té una K_{La} de 5,7E-03 s⁻¹ per a l'O₂; mentre que amb bombolla grossa amb el mateix cabal d'aeració té una K_{La} de 2,7E-03 s⁻¹. Els règims de bombolla petita ofereixen més intercanvi de gasos ja que tenen més superfície de contacte entre medis.

Respecte les característiques de les bombolles; s'ha determinat que per a les bombolles de mida gran, generades en absència de difusor, els seus paràmetres característics es veuen afectats per cabal d'aeració. La superfície creix al augmentar aquest cabal mentre que el temps de residència es redueix. En el cas de les bombolles de mida petita, generades amb un difusor de material porós, aquests paràmetres no es veuen influïts pel cabal d'aeració. Aquesta situació condiciona la superfície de contacte entre el medi líquid i el gasós de cada règim d'aeració.

A partir dels balanços d'O₂ i CO₂ establerts per als tancs de producció d'algues, s'ha observat que les bombolles de mida petita permeten un intercanvi de gasos major que el generat amb bombolles grosses. Això suposa una major pèrdua d'O₂ però un increment en l'obtenció de CO₂. Aquesta aportació superior de carboni inorgànic per met generar quantitats d'O₂ més elevades per fotosíntesi.

Els resultats obtinguts en aquest treball poden se utilitzats com a fonament per millorar l'aprofitament dels gasos. A partir d'ells es pot determinar quins son els cabals d'aeració i els fluxos d'aigua entre tancs òptims per afavorir les sinèrgies en una determinada instal·lació IMTA. Un millor aprofitament dels gasos generats a la pròpia instal·lació pot permetre eliminar la necessitat d'aportacions de gasos exògens i reduir costos de producció.

Annex A: Anàlisi d'imatges per la determinació de la mida de bombolles

Tal i com s'ha exposat a l'apartat 2.1.1 es va recórrer a l'eina "Analyze Particles" del programa Image J per determinar les dimensions de les bombolles. El procediment de tractament d'aquestes imatges per determinar l'àrea de la circumferència de les bombolles va constar dels passos descrits a continuació.

1. Aplicació d'un filtre

El programari Image J disposa de diferents filtres que tenen com a objectiu o reduir de "soroll de fons" de la imatge. En aquest cas es va usar l'eina "Subtract Background", la qual permet reduir el soroll causat pel fons de la imatge, que és el principal en el tipus d'imatges analitzades en aquest treball. El valor de "Rolling ball radius" usat és de 50,0 píxels, ja que és el que ofereix una millor eliminació de soroll.

2. Ajust del contrast

Per una millor apreciació de les bombolles de la imatge es fa un ajust del contrast de la imatge, definit uns valors màxims i mínims de brillantor que permetin ressaltar-les al màxim. En aquest cas s'ha assignat un valor mínim i màxim de 30 i 255 respectivament.

3. Ajust del color

En aquest pas s'usa l'eina *Color Threshold* per transformar l'espectre de colors de la imatge de RGB (Red Blue Green) a B&W (Black and White). Aquesta transformació permet al programari reconèixer i seleccionar les partícules de la imatge al fer-ne un anàlisi. S'ajusta un valor mínim de 40 i un màxim de 255, s'obté una imatge de fons blanc amb les partícules de color negre.

4. Conversió a imatge de tipus 8-bit

Es du a terme una conversió de la imatge de 32 bits a una de 8 bits en escala de grisos. Aquest pas permet aplicar un conjunt de tractaments binaris de la imatge que milloren significativament la qualitat de l'anàlisi de la imatge.

5. Tractament binari de la imatge (*convert to mask*)

Amb aquest procés s'assegura que tots els píxels de la imatge tenen únicament color blanc o negre, en el primer cas s'assigna un valor de 0 al bit i en el segon un valor de 255.

6. Tractament binari de la imatge (*fill holes*)

S'aplica un segon tractament binari que omple els forats de color blanc que han quedat dins de les partícules negres, és a dir, que canvia el valor de 0 a 255 als píxels blancs que, per error, hagin pogut quedar dins de les partícules de color negre.

7. Tractament binari de la imatge (*watershed*)

Aquest tercer procés es tracta d'una funció automàtica de Image J capaç de separar partícules diferents que, al aplicar les diferents màscares i ajustos, han pogut quedar unides com una sola. Aquesta etapa permet millorar significativament el posterior anàlisi d'imatge ja que el recompte de partícules de la imatge guanya veracitat.

8. Generació d'una regió d'interès (*ROI, region of interest*)

Es selecciona una regió concreta de la imatge que delimita la zona de la qual s'analitzaran les partícules incloses. Aquesta ROI coincideix amb la zona central de la imatge ja que és la part de la fotografia on l'escala és més constant.

9. Anàlisi de la imatge

Mitjançant l'eina "*Analyze particles*", es du a terme un recompte de totes les partícules contingudes dins de la ROI i analitza diverses de les seves característiques. En aquest cas es demana que es calculi el valor de l'àrea de la circumferència de cada bombolla. A fi de reduir encara més el soroll de la imatge, s'especifica que totes les partícules amb una àrea inferior als $0,01 \text{ cm}^2$ no es considerin ja que superfícies més petites que aquest llindar no poden correspondre a bombolles.

Tot aquest protocol és automatitzar elaborant una macro, un petit programa que recull es passos de l'anàlisi d'imatge desitjats i els aplica de forma automàtica a totes les imatges obertes a través de Image J. El propi programari compta amb un recurs per generar una macro amb els passos i els paràmetres desitjats per l'usuari. La Figura 20 mostra una ROI seleccionant una zona amb les bombolles analitzades amb Image J.

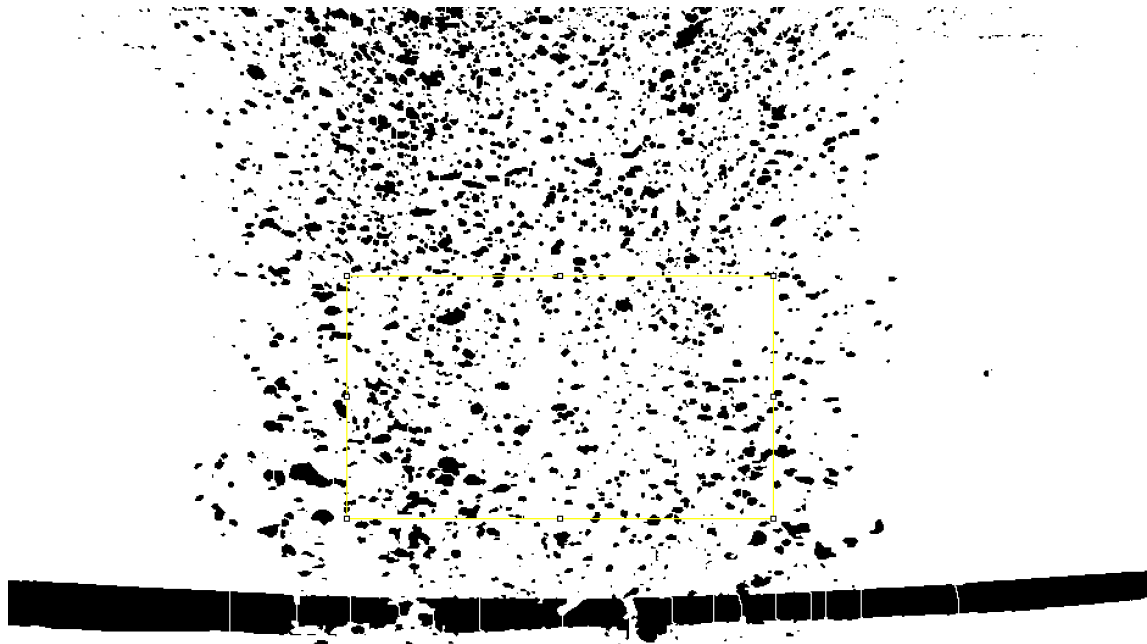


Figura 20. Imatge de bombolla petita ja tractada amb la macro per determinar la mida de les bombolles amb la ROI destacada amb un rectangle groc

Annex B: Anàlisi d'imatges per la determinació del TRB

També a l'apartat 2.2.1 es posa de relleu d'ús del programari Image J per la determinació del TRB. El protocol seguit en aquest cas és igual que el descrit a l'annex I als passos 1 a 7. No obstant, els passos 8 i 9 difereixen dels descrits anteriorment.

8. Generació d'una regió d'interès (ROI, *region of interest*)

Es selecciona una regió concreta de la imatge analitzada que contingui únicament la bombolla a la que es fa el seguiment per determinar el seu TRB.

9. Anàlisi de la imatge

Mitjançant l'eina "*Analyze particles*" es determina el valor del centroide de la partícula de la ROI, el qual és la coordenada X i Y del píxel corresponent al punt centroide de la bombolla. A fi de reduir el soroll de la imatge i evitar incloure a la ROI partícules que no corresponent a la bombolla estudiada si no que son soroll de fona de la imatge, s'especifica que es descartin les partícules amb una àrea inferior als $0,01 \text{ cm}^2$.

De la mateixa manera que a l'annex I, es genera una macro amb aquests nous passos per poder automatitzar el procés d'anàlisi d'imatge.

La Figura 21 mostra la zona seleccionada per la ROI que conté una bombolla de mida grossa.

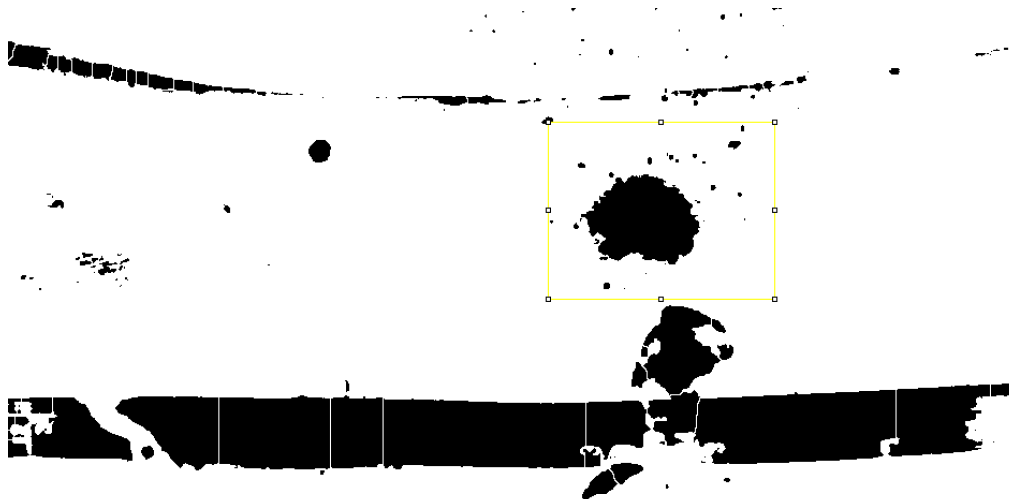


Figura 21. Imatge de bombolla grossa ja tractada amb la macro per determinar el centroide de bombolles amb la ROI destacada amb un rectangle groc

Annex C: Imatges subaquàtiques de flux de bombolles de diferents règims d'aeració

En aquest annex es mostren imatges usades per determinar les dimensions i el TRB per diferents règims d'aeració.

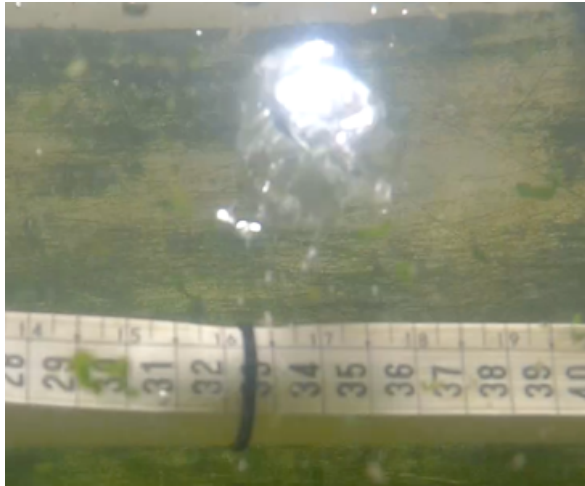


Figura 23. Fotografia d'una bombolla de diàmetre gran generada amb un cabal d'aeració de 200 L h^{-1}



Figura 22. Fotografia d'una bombolla de diàmetre gran generada amb un cabal d'aeració de 200 L h^{-1} tractada amb el programari Image J seguit el protocol de l'Annex A

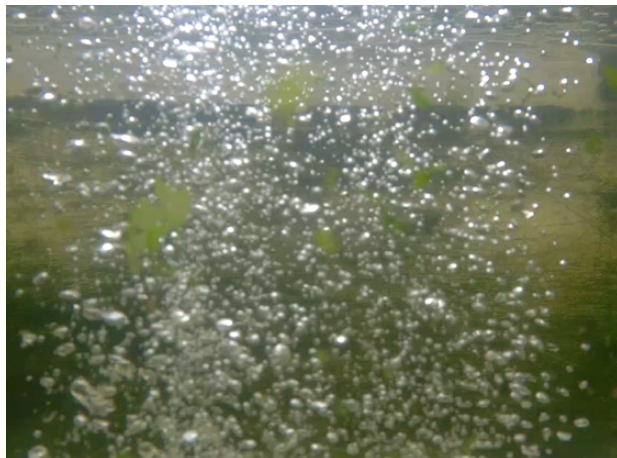


Figura 24. Fotografia de bombolles de diàmetre petit generades amb un cabal d'aeració de 200 L h^{-1}

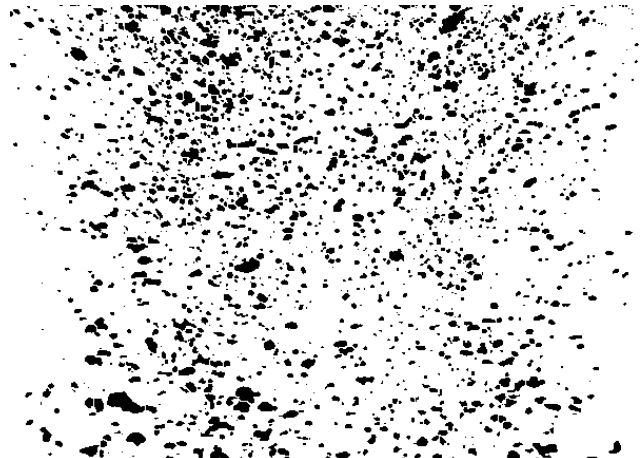


Figura 25. Fotografia de bombolles de diàmetre petit generades amb un cabal d'aeració de 200 L h^{-1} tractada amb el programari Image J seguit el protocol de l'Annex A

Bibliografia

- Alsop, D.H. & Wood, C.M., 1997.** The interactive effects of feeding and exercise on oxygen consumption, swimming performance and protein usage in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *The Journal of Experimental Biology*, 200, pp.2337–2346.
- Alvarado-Morales, M. et al., 2013.** Life cycle assessment of biofuel production from brown seaweed in Nordic conditions. *Bioresource Technology*, 129, pp.92–99.
- Barreto, M.C. et al., 2012.** Macroalgae from S. Miguel Island as a potential source of antiproliferative and antioxidant products. *Universidade dos Açores - ARQ Life and Marine Sciences*, 29(7), pp.53–58.
- Barrut, B. et al., 2012.** Mass transfer efficiency of a vacuum airlift—Application to water recycling in aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 46, pp.18–26.
- Beveridge, M.C.M., 1984.** Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact, Roma. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*.
- Boyd, C.E., 1998.** Pond water aeration systems. *Aquacultural Engineering*, 18, pp.9–40.
- Brown, J.R., Gowen, R.J. & Mclusk, D.S., 1987.** The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *Mar. Biol. Ecol*, 109, pp.39–51.
- Cohen, I. & Neori, A., 1991.** *Ulva lactuca* Biofilters for Marine Fishpond Effluents I. Ammonia Uptake Kinetics and Nitrogen Content. *Botanica Marina*, 34, pp.475–482.
- Cole, A.J. et al., 2014.** Removing Constraints on the Biomass Production of Freshwater Macroalgae by Manipulating Water Exchange to Manage Nutrient Flux. *MACRO — the Centre for Macroalgal Resources and Biotechnology, and School of Marine and Tropical Biology, James Cook University, Townsville, Queensland, Australia*, 9(7).
- Çengel, Y.A. & Ghajar, A.J. Afshin J., 2011.** *Heat and mass transfer : fundamentals & applications*, 5th edn. New York McGraw-Hill.
- Demirbas, A., 2010.** Use of algae as biofuel sources. *Energy Conversion and Management*, 51, pp.2738–2749.
- Dickson, A. G. and Goyet, C. (1994)** *Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water*. 2nd edn. Edited by A. G. Dickson

and C. Goyet. Oak Ridge, TN: Prepared for the U. S. Department of Energy, ORNL/CDIAC-74.

FAO, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura, Roma. *FAO Fisheries Synopsis*.

FAO, 2016. El estado mundial de la pesca y la acuicultura, Roma. *FAO Fisheries Synopsis*.

Fivelstad, S. et al., 2003. Long-term sublethal effects of carbon dioxide on Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.): ion regulation, haematology, element composition, nephrocalcinosis and growth parameters, *Aquaculture*. Elsevier, 215(1–4), pp. 301–319.

Gao, K. & McKinley, K.R., 1994. Use of macroalgae for marine biomass production and CO₂ remediation: a review. *Journal of Applied Phycology*, 6(1), pp.45–60.

Hackney, G.E. et al., 1982. The performance and design of packed column aeration systems for aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 1, pp.275–295.

Hill, R.A., 2011. Marine natural products. *Annu. Rep. Prog. Chem., Sect. B*, 107(107), pp.138–156.

Jobling, M., 1994. *Fish bioenergetics*, 3rd edn. London: Chapman & Hall.

Krom, M.D., 1986. An evaluation of the concept of assimilative capacity as applied to marine Waters. *Ambio*, 15, pp.208–214.

Kumar, A., Moulick, S. & Mal, B.C., 2013. Selection of aerators for intensive aquacultural pond. *Aquacultural Engineering*, 56, pp.71–78.

Lordan, S., Ross, R.P. & Stanton, C., 2011. Marine Bioactives as Functional Food Ingredients: Potential to Reduce the Incidence of Chronic Diseases. *Marine Drugs*, 9(12), pp.1056–1100.

Lowe, E.A. & Evans, L.K., 1995. Industrial ecology and industrial ecosystems. *J. Cleaner Prod*, 3(12), pp.47–53.

Lower, S.K., 1999. Carbonate equilibria in natural waters, in. Bumbary, Canada.

Loyless, J.C. & Malone, R.F., 1997. A Sodium Bicarbonate Dosing Methodology for pH Management in Freshwater-Recirculating Aquaculture Systems, *The Progressive Fish-Culturist*, 59(3), pp. 198–205.

- Loyless, J.C. & Malone, R.F., 1998.** Evaluation of air-lift pump capabilities for water delivery, aeration, and degasification for application to recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 18(2), pp.117–133.
- Mulbry, W. et al., 2008.** Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers, *Bioresource Technology*. Elsevier, 99(17), pp. 8137–8142.
- Neori, A. et al., 2004.** Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231(1–4), pp.361–391.
- Neori, A. et al., 1996.** Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture*, 141(3–4), pp.183–199.
- Neori, A., Cohen, I. & Gordin, H., 1989.** Water Quality Conditions and Particulate Chlorophyll a of New Intensive Seawater Fishponds in Eilat, Israel: Daily and Die1 Variations. *Aquaculture Elsevier Science Publishers B.V*, 80, pp.63–78.
- O’Sullivan, L. et al., 2010.** Prebiotics from Marine Macroalgae for Human and Animal Health Applications. *Marine Drugs*, 8(7), pp.2038–2064.
- Porter, C.B. et al., 1987.** Ammonia Excretion and Total N Budget for Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) and its Effect on Water Quality Conditions. *Aquaculture*, 66, pp.287–297.
- Randall, D. J. and Tsui, T. K. N. (2002)** ‘Ammonia toxicity in fish’, *Marine Pollution Bulletin*, 45, pp. 17–23.
- Rodier, J. (1981)** *Análisis de las aguas. Aguas naturales. Aguas residuales. Agua de mar.* Omega. Barcelona.
- Salas-Leiton, E. et al., 2008.** Growth, feeding and oxygen consumption of Senegalese sole (*Solea senegalensis*) juveniles stocked at different densities. *Aquaculture*, 285(1–4), pp.84–89.
- Stenstrom, M.K., 2000.** Motion of bubbles and bubble characteristics, in. Los Angeles: UCLA, pp. 1–24.
- Summerfelt, S.T., Vinci, B.J. & Piedrahita, R.H., 2000.** Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 22, pp.87–108.
- Sven, B. & Eshel, A., 1983.** Photosynthesis of *Ulva* sp. II. utilization of CO₂ and HCO₃⁻ when

submerged. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 70(1), pp.99–106.

Timmons, M.B. Michael B. & Losordo, T., 1994. *Aquaculture water reuse systems : engineering design and management*, Elsevier.

Troell, M. et al., 2009. Ecological engineering in aquaculture — Potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems. *Aquaculture*, 297(1–4), pp.1–9.

Troell, M. & Berg, H., 1997. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. *Aquaculture Research*, 28(7), pp.527–544.

Tucker, C.S. & Robinson, E.H., 1990. Life History and Reproductive Biology. In *Channel Catfish Farming Handbook*. Boston, MA: Springer US.

Valente, L.M.P. et al., 2006. Evaluation of three seaweeds *Gracilaria bursa-pastoris*, *Ulva rigida* and *Gracilaria cornea* as dietary ingredients in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture*, 252(1), pp.85–91.

Vijayaraghavan, K. & Joshi, U.M., 2014. Application of *Ulva* sp. biomass for single and binary biosorption of chromium(III) and manganese(II) ions: Equilibrium modeling. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(1), pp.147–153.

Wedemeyer, G.A., 1996. *Physiology of fish in intensive culture systems*, Chapman & Hall.